

# *ecologia* *mediterranea*

Vol. 47 (1) – 2021

Revue internationale d'écologie méditerranéenne  
*International Journal of Mediterranean Ecology*



Editors-in-Chief: Dr Élise Buisson & Dr Brigitte Talon

Institut méditerranéen de biodiversité et écologie (IMBE)  
*Mediterranean Institute of Biodiversity and Ecology*

Naturalia Publications

Éditrices en chef : Dr Élise Buisson  
et Dr Brigitte Talon

UMR CNRS IRD IMBE  
Université d'Avignon, IUT  
Site Agroparc, BP 1207  
84911 Avignon cedex 09  
France

**Comité éditorial**

Dr Pierre CHEVALDONNÉ, CNRS, Université  
Aix-Marseille, Marseille, France

Dr Marc CHEYLAN, EPHE, Montpellier,  
France

Dr Cécile CLARET, Université Aix-Marseille,  
Marseille, France

Dr Bruno FADY, INRA, Avignon, France

Dr Thierry GAUQUELIN, Université Aix-  
Marseille, Marseille, France

Dr Grant WARDELL-JOHNSON, Université  
Western, Australie

Dr Raphaël GROS, Université Aix-  
Marseille, Marseille, France

Dr Frédéric GUITER, Université Aix-  
Marseille, Marseille, France

Dr Serge KREITER, SupAgro, Montpellier,  
France

Dr Audrey MARCO, École nationale  
supérieure du paysage, Marseille,  
France

Dr Frédéric MÉDAIL, Université Aix-  
Marseille, Marseille, France

Dr François MESLÉARD, Université  
Avignon-Tour du Valat, France

Dr Tom PARKER, San Francisco State  
University, États-Unis

Dr Philippe PONEL, CNRS, Université Aix-  
Marseille, Marseille, France

Dr Roger PRODON, EPHE, Montpellier,  
France

Dr Sandra SAURA-MAS, Autonomous  
University of Barcelona, Espagne

Dr Isabelle SCHWOB, Université Aix-  
Marseille, Marseille, France

Dr Thekla K. TSITSONI, Aristotle University  
of Thessaloniki, Grèce

Dr Errol VÉLA, Université de Montpellier,  
France

Dr Éric VIDAL, IRD, Nouvelle-Calédonie

Dr Mercedes VIVAS, Universidad  
of Concepción, Chili

Dr Ioannis VOGIATZAKIS, Open University  
of Cyprus, Chypre

ISSN 0153-8756

http://ecologia-mediterranea.  
univ-avignon.fr

**Instructions aux auteurs**

*ecologia mediterranea* publie des articles de recherche originaux sur des sujets se rapportant à l'écologie fondamentale ou appliquée des régions méditerranéennes. La revue exclut les articles purement descriptifs ou de systématique. *ecologia mediterranea* privilégie les domaines scientifiques suivants : bioclimatologie, biogéographie, biologie de la conservation, biologie marine, biologie des populations, écologie des communautés, écologie forestière, écologie génétique, écologie marine, écologie microbienne, écologie du paysage, écologie de la restauration, écologie végétale et animale, écophysologie, paléoclimatologie, paléoécologie. La revue accepte également des articles de synthèse, des notes/communications courtes, des comptes rendus d'ouvrages, des résumés de thèses, ainsi que des commentaires sur les articles récemment parus dans *ecologia mediterranea*. La revue publie aussi des actes de colloques faisant l'objet d'un numéro spécial. Dans ce cas, prendre contact avec les éditrices.

Les manuscrits sont soumis à des lecteurs spécialistes du sujet. La décision finale d'accepter ou de refuser un article relève des éditrices. L'article proposé doit être envoyé en version électronique à [ecologia.mediterranea@imbe.fr](mailto:ecologia.mediterranea@imbe.fr) (version doc(x) ou rtf). Pour la mise en forme du document, voir les instructions qui suivent. Une fois leur article accepté, les auteurs devront tenir compte des remarques des lecteurs, puis ils renverront leur texte corrigé sous deux mois toujours sous format électronique (doc(x) ou rtf). Passé ce délai, la seconde version sera considérée comme une nouvelle proposition.

**TYPES DE MANUSCRIT**

À préciser sur la première page lors de la soumission d'un manuscrit.

**Article de recherche** : contribution inédite découlant d'une étude complète. Ce type d'article fait typiquement une vingtaine de pages et environ 6 000 à 8 000 mots.

**Note/communication courte** : observation nouvelle ou rapport d'expérience dans un contexte pertinent avec les sujets visés par la revue. Ce type d'article fait typiquement une dizaine de pages et environ 3 000 à 4 000 mots.

**Article de synthèse** : revue critique et originale de sujets spécifiques d'actualité ou d'un champ de recherche de pointe dans le domaine de l'écologie méditerranéenne. Ce type d'article fait typiquement une vingtaine de pages et environ 6 000 à 8 000 mots.

**Commentaire** : avis sur des sujets déjà publiés dans *ecologia mediterranea* ou réflexion critique sur des problèmes d'intérêt général en écologie méditerranéenne. Ce type d'article fait typiquement une à cinq pages et environ 1 000 à 3 000 mots.

**Compte rendu d'ouvrage** : revue critique d'ouvrages (livres, monographies, manuels, etc.) dans le domaine de l'écologie méditerranéenne. Les auteurs d'ouvrages souhaitant voir un compte rendu publié dans *ecologia mediterranea* doivent envoyer un exemplaire de l'ouvrage en question aux éditrices en chef.

**Résumé de thèse** : résumé d'une thèse soutenue récemment dans le domaine de l'écologie méditerranéenne. Auteur, année, titre, spécialité et université (e.g. Thèse de doctorat en écologie soutenue le 3 avril 2012 à l'université de Padoue, Italie, laboratoire xxx), composition du jury, mots clés, résumé de 1 000 mots maximum.

**TEXTE**

Les articles (dactylographiés en Times 12, double interligne, format A4) doivent être rédigés en anglais ou en français. Si l'article soumis n'est pas rédigé en anglais, il est demandé (en plus des résumés) une version anglaise abrégée ainsi qu'une traduction en anglais des titres des figures et tableaux. L'article doit être complet : type de manuscrit, titres anglais et français, auteur(s) et adresse(s), résumés en anglais et en français (au minimum), version anglaise abrégée (si le texte n'est pas en anglais), mots clés anglais et français, texte, puis remerciements, bibliographie, liste des titres des figures et tableaux puis les figures et tableaux (un(e)/page). Ainsi, pour la soumission du manuscrit, les illustrations seront intégrées au document et non envoyées séparément.

Le texte des articles de recherche doit comporter quatre parties non numérotées : introduction, méthodes, résultats, discussion. Les sous-titres ne sont pas numérotés. Par exemple :

- Introduction
- Méthodes
  - Site d'étude
  - Plan expérimental
  - Analyses des données
- Résultats
- Discussion

L'emploi de mots soulignés est à proscrire. Les noms d'auteurs cités figureront en minuscules dans le texte comme dans la bibliographie. En français, n'utilisez les majuscules que pour les noms propres, sauf exception justifiée. Les ponctuations doubles (: ; ? ! ) sont précédées d'un espace, contrairement aux ponctuations simples ( , . ) . En revanche, toutes les ponctuations sont suivies d'un espace. La mise en forme définitive du texte sera assurée par la revue.

**PREMIÈRE PAGE**

La première page contient :

- 1) le type de manuscrit visé (article de recherche, communication courte, etc.) ;
- 2) le titre de l'article ;
- 3) le nom et prénom des auteurs ;
- 4) l'adresse de chaque auteur sera indiquée avec le courriel de l'auteur pour la correspondance. Dans le cas où la publication est le fait de plusieurs auteurs, il doit être précisé lors du premier envoi la personne à qui doit être retourné l'article après lecture ;
- 5) le nombre total de mots de l'introduction à la bibliographie.

**RÉSUMÉS, MOTS CLÉS ET VERSION ABRÉGÉE**

Les résumés doivent comporter 300 mots au maximum et la version abrégée (français si le manuscrit est en anglais et anglais si le manuscrit est en français) 1 000 mots (environ une page). Le nombre de mots clés est limité à six, dans la langue des résumés ; ils ne doivent généralement pas figurer dans le titre.

**BIBLIOGRAPHIE**

La bibliographie regroupera toutes les références citées et elles seules. Les références seront rangées dans l'ordre alphabétique des auteurs et de façon chronologique. Les abréviations internationales des titres des revues doivent être utilisées (ISI Journal Abbreviations Index). Vérifier attentivement le manuscrit pour s'assurer que toutes les références citées dans le texte apparaissent bien en bibliographie et inversement.

**Article**

Andow, D.A., Karieva, P., Levin, S.A. & Okubo, A. (1990). Spread of invading organisms. *J. Ecol.* 4, 177-188.

**Ouvrage**

Harper, J.L. (1977). *Population biology of plants*. Academic Press, London, 300 p.

**Chapitre d'ouvrage**

May, R.M. (1989). Levels of organisation in ecology. In: Cherret J.M. (ed.), *Ecological concepts*. Blackwell Scientific Public, Oxford, 339-363.

**Rapport et thèse**

Jaouadi, W. (2011). *Écologie et dynamique de régénération de l'Acacia tortilis (Forsk.) Hayne subsp. raddiana (Savi) Brenan var. raddiana dans le parc national de Bouhedma (Tunisie)*. Thèse de doctorat de l'Institut national agronomique de Tunisie, 180 p.

**Site web**

Météo-France (2020). *Données climatiques de la station de Marignane, normales*. Available at: <http://www.meteofrance.com/climat/france/marignane/13054001/normales>. Last accessed 21.4.2020

**CITATIONS ET RENVOIS APPELÉS DANS LE TEXTE**

Les mots « figures » et « tableaux » annoncés dans le texte sont écrits en toutes lettres et en minuscules. Indiquer le nom d'auteur et l'année de publication (mais indiquer tous les auteurs dans la bibliographie). Exemples : "Since Dupont (1962) has shown that...", or "This is in agreement with previous results (Durand et al. 1990; Dupont & Dupont 1997) ...". Le numéro de page de la citation n'est mentionné que dans le cas où elle est entre guillemets. Si la publication est écrite par plus de deux auteurs, le nom du premier doit être suivi par *et al.*

**ABRÉVIATIONS, NOMENCLATURE ET MOTS LATINS**

L'usage d'un acronyme ou d'une abréviation technique doit être précédé de sa signification lors de sa première apparition. Les codes de nomenclature doivent être respectés selon les conventions internationales. Les mots latins doivent être mis en italiques (*et al.*, *a priori*, etc.), et en particulier les noms de plantes ou d'animaux. Lors de la première apparition du nom d'une espèce, il est demandé d'y faire figurer le nom d'auteur (exemple : *Olea europaea* L.).

**FIGURES ET TABLEUX**

Pour la soumission du manuscrit, les illustrations seront intégrées au document, à la suite des références bibliographiques (voir la partie « Texte »). Une fois l'article accepté, les illustrations doivent être envoyées séparément du texte, prêtes à l'impression (résolution 300 dpi). Tous les documents devant être insérés doivent être annoncés dans le texte, numérotés dans l'ordre d'apparition et légendés.

**TIRÉS À PART**

Il n'est plus fourni de tirés à part mais un pdf par article.

ABONNEMENT				
(contact : <a href="mailto:ecologia@naturalia-publications.com">ecologia@naturalia-publications.com</a> )				
1 an = 2 numéros				
	Abonnement	Frais de port	Total	
France	60 €	6 €	66 €	
Europe	60 €	12 €	72 €	
Monde	60 €	16 €	76 €	

Abonnement à adresser à : <b>SARL Transfaire</b> <b>Avenue Maréchal Leclerc</b> <b>F-04250 TURRIERS</b>	Code banque	Code guichet	numéro de compte	clé RIB
	19106	00839	13995626000	62
	Domiciliation : CA SISTERON			
	IBAN : FR76 1910 6008 3913 9956 2600 062			
	BIC : AGRIFRPP891			

# ecologia mediterranea

Revue internationale d'écologie méditerranéenne  
International Journal of Mediterranean Ecology

Vol. 47 (1) – 2021

## Sommaire/Contents

Editorial – Éditorial .....	3
Preliminary data about carabid fauna diversity of a cultivated area and an adjacent non-crop habitat in a semi-arid region of Northeastern Algeria (Constantine) <i>Données préliminaires sur la diversité de la faune des carabidés dans une zone cultivée et un habitat non agricole adjacent dans une région semi-aride du nord-est de l'Algérie (Constantine)</i> Y. SAOUACHE, N. OUCHTATI, I. GUERFI, C. DERROUCHE .....	5
Caractérisation des communautés d'oiseaux et de chauves-souris dans les parcs urbains d'Aix-en-Provence <i>Characterisation of bird and bat communities in the urban parks of Aix-en-Provence</i> C. H. ALBERT, C. CABRERA, E. MARTY, L. VERDIER .....	17
A phytosociological research on the surroundings of Sürgü Dam (Sürgü/Doğanşehir/Malatya), Eastern Anatolia, Turkey H. TOSYAGÜLÜ ÇELİK, Ö. F. KAYA .....	35
Diversité des mycoendophytes foliaires de <i>Limoniastrum feei</i> (Girard) Batt. de Oued Aghlal (Béchar, Algérie) <i>Diversity of endophytic fungi associated with Limoniastrum feei leaves (Girard) Batt. of Oued Aghlal (Bechar, Algeria)</i> M. MEDJEBER, N. SMAIL-SAADOUN, F. SAIDI .....	55
Variations saisonnières de la diversité en mycoendophytes foliaires chez <i>Pistacia atlantica</i> de la daya de Aiat (Laghouat, Algérie) <i>Seasonal variations in foliar mycoendophytes diversity in Pistacia atlantica of daya of Aiat (Laghouat, Algeria)</i> A. ZAREB, N. SMAIL-SAADOUN .....	69
Rapid disease diagnostic of <i>Nerium oleander</i> L. leaves by visible and near infrared spectroscopies <i>Diagnostic rapide de maladie des feuilles de Nerium oleander L. par spectroscopies visible et proche infrarouge</i> A. MALÉCHAUX, I. GIFFARD, N. DUPUY, I. BOMBARDA .....	79

Cicatrisation post-incendie de la pinède semi-aride de Bastama (Sehary Guebli, région de Djelfa, Algérie) <i>Post-fire resilience of the semi-arid pine forest of Bastama (Sehary Guebli, Djelfa region, Algeria)</i> B. GUIT, B. NEDJIMI .....	87
--	----

Étude diachronique de l'occupation du sol de la zone humide de Dayet Aoua dans le Moyen Atlas au Maroc <i>A diachronic study of the land uses of the Dayet Aoua wetland in the Middle Atlas in Morocco</i> A. ICHEN, C. MESSAOUDI, M. EL MALKI, M. EL MDERSA .....	107
---	-----

Revue indexée dans Pascal-CNRS et Biosis  
*Journal indexed in PASCAL-CBRS and Biosis*  
<http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr/>

## **Acknowledgments – Remerciements**

*The editorial committee thanks the associate editors and reviewers who have participated in this volume for their advices, corrections and opinions.*

Le comité éditorial de la revue remercie les éditeurs associés et les relecteurs qui ont participé à ce numéro pour leurs conseils, corrections et avis.

### **Editorial Board – Comité éditorial**

D<sup>r</sup> Pierre CHEVALDONNÉ, CNRS, Université Aix-Marseille, Marseille, France  
D<sup>r</sup> Marc CHEYLAN, EPHE, Montpellier, France  
D<sup>r</sup> Cécile CLARET, Université Aix-Marseille, Marseille, France  
D<sup>r</sup> Bruno FADY, INRA, Avignon, France  
P<sup>r</sup> Thierry GAUQUELIN, Université Aix-Marseille, Marseille, France  
D<sup>r</sup> Grant WARDELL-JOHNSON, University of Western Australia, Australie  
D<sup>r</sup> Raphaël GROS, Université Aix-Marseille, Marseille, France  
D<sup>r</sup> Frédéric GUITER, Université Aix-Marseille, Marseille, France  
P<sup>r</sup> Serge KREITER, SupAgro, Montpellier, France  
D<sup>r</sup> Audrey MARCO, École nationale supérieure du paysage, Marseille, France  
P<sup>r</sup> Frédéric MÉDAIL, Université Aix-Marseille, Marseille, France  
P<sup>r</sup> François MESLÉARD, Université Avignon-Tour du Valat, France  
D<sup>r</sup> Tom PARKER, San Francisco State University, États-Unis  
D<sup>r</sup> Philippe PONEL, CNRS, Université Aix-Marseille, Marseille, France  
D<sup>r</sup> Roger PRODON, EPHE, Montpellier, France  
D<sup>r</sup> Sandra SAURA-MAS, Autonomous University of Barcelona, Espagne  
D<sup>r</sup> Isabelle SCHWOB, Université Aix-Marseille, Marseille, France  
D<sup>r</sup> Thekla K. TSITSONI, Aristotle University of Thessaloniki, Grèce  
D<sup>r</sup> Errol VÉLA, Université de Montpellier, France  
D<sup>r</sup> Éric VIDAL, IRD, Nouvelle-Calédonie  
D<sup>r</sup> Mercedes VIVAS, Universidad of Concepción, Chili  
D<sup>r</sup> Ioannis VOGIATZAKIS, Open University of Cyprus, Chypre

# Editorial – Éditorial

---

Élise BUISSON  
et Brigitte TALON

Éditrices en chef  
Editors-in-Chief

At the end of 2020, the MedECC (network of Mediterranean Experts on Climate and Environmental Change) published an inventory of scientific knowledge on climate and environmental changes affecting countries around the Mediterranean basin. Among the many threats identified in this report, three are: increasing temperatures, droughts and marked north/south imbalances (three quarter of water resources are used in the North of the Mediterranean basin, while three quarter of the population live in the South). Agroecology and agroforestry are presented as serious avenues to be implemented as quickly as possible. The articles in this summer issue of *ecologia mediterranea* address research topics directly related to these issues. Saouachel *et al.* investigated populations of beetles preying aphids and slugs in a semi-arid region of northeastern Algeria to encourage biological control. A better knowledge of the biodiversity of leaf mycoendophytes opens up interesting prospects for helping plants to adapt and survive in the future to increasingly difficult biotic and abiotic stress conditions (Medjeber *et al.*, Zareb and Smail-Saadoun). Others use technology. Maléchaux *et al.* have developed and tested analytical techniques by chemometry and spectrometry to control more quickly and more effectively the quality of ground oleander leaves used for pharmaceutical purposes. Using remote sensing, Ichen *et al.* were able to reconstruct the history of 30 years of land uses around Lake Dayet Aoua (Middle Atlas, Morocco) and understand the origin of the degradation of natural resources. In the same vein, “understand in order to better manage”, Albert *et al.* address the difficult reconciliation between urban development projects and the preservation of ecosystem services in the light of a study of bird and bat communities in an urban context. The study highlights the urgency of preserving the diversity of habitats, and therefore plant cover, in and near urban parks. Tosyagülü and Kaya sought to identify the consequences of anthropogenic forcing on the current plant dynamics of the Mesopotamian province of the Iran-Turan phytogeographic region using phytosociology. Finally, this issue would not be completely Mediterranean without mentioning in this context of climate change the increased risk of fire, especially in Algeria, where fires are particularly devastating but studies relating to the impact of fire on vegetation are rather rare (Guit and Nedjemi).

---

*Fin 2020, le MedECC (Réseau d'experts sur les changements climatiques et environnementaux en région méditerranéenne) a publié un état des lieux des connaissances scientifiques sur les changements climatiques et environnementaux qui touchent les pays de l'ensemble du pourtour méditerranéen. Parmi les nombreuses menaces décrites dans ce rapport, sont identifiés l'augmentation des températures et des scénarios de sécheresse et des déséquilibres nord/sud marqués (les trois quarts des ressources en eau sont utilisés dans le nord du bassin, alors que les trois quarts de la population vivent dans le sud). L'agroécologie et l'agroforesterie sont présentées comme des pistes sérieuses à mettre en œuvre au plus vite. Les articles de ce numéro estival d'ecologia mediterranea abordent des sujets de recherche en lien direct avec ces problématiques. Y. Saouache et al. se sont penchés sur l'étude des populations de coléoptères prédateurs de pucerons et de limaces dans une région semi-aride du nord-est de l'Algérie pour encourager la lutte biologique. Une meilleure connaissance de la biodiversité des mycoendophytes foliaires ouvre des perspectives intéressantes pour aider les plantes à s'adapter et à survivre dans le futur à des conditions de stress biotiques et abiotiques de plus en plus difficiles (M. Medjeber et al., A. Zareb et N. Smail-Saadoun). D'autres ont recours à la technologie. A. Maléchaux et al. ont développé et testé des techniques analytiques par chimométrie et spectrométrie pour contrôler plus rapidement et plus efficacement la bonne qualité des broyats de feuilles de laurier-rose utilisés à des fins pharmaceutiques. Grâce à la télédétection, A. Ichen et al. ont pu reconstituer l'histoire de trente années d'occupation du sol*

*autour du lac Dayet Aoua (Moyen Atlas, Maroc) et comprendre l'origine de la dégradation des ressources naturelles. Dans un même ordre d'idée, comprendre pour mieux gérer, C. H. Albert et al. abordent la difficile conciliation entre projets de développement urbain et préservation des services écosystémiques à la lumière d'une étude des communautés d'oiseaux et de chauves-souris en contexte urbain. L'étude souligne l'urgence de préserver la diversité des habitats, donc la couverture végétale dans et à proximité des parcs urbains. De leur côté, H. Tosyagülü et F. Kaya ont cherché à identifier les conséquences du forçage anthropique sur les dynamiques végétales actuelles de la province mésopotamienne de la région phytogéographique Iran-Turan par la phytosociologie. De fait, le forçage anthropique oriente les trajectoires dynamiques. Enfin, ce numéro ne serait pas complètement méditerranéen sans mentionner dans ce contexte de changement climatique l'augmentation du risque incendie, notamment en Algérie, où les incendies sont particulièrement dévastateurs mais les études relatives à l'impact du feu sur la végétation plutôt rares (B. Guit et B. Nedjemi).*

# Preliminary data about carabid fauna diversity of a cultivated area and an adjacent non-crop habitat in a semi-arid region of Northeastern Algeria (Constantine)

*Données préliminaires sur la diversité de la faune des carabidés dans une zone cultivée et un habitat non agricole adjacent dans une région semi-aride du nord-est de l'Algérie (Constantine)*

Yasmina SAOUACHE<sup>1,\*</sup>, Nadia OUCHTATI<sup>2</sup>, Imane GUERFI<sup>1</sup> & Chahinez DERROUCHE<sup>1</sup>

1. Laboratoire de biosystématique et écologie des Arthropodes, Faculté des sciences de la nature et de la vie, Université des frères Mentouri Constantine 1.

2. Faculté S.N.V.S.T.U. Département d'écologie et de génie de l'environnement, Université 8 mai 1945, Guelma, Algérie

\* Corresponding author: carabyes@yahoo.fr

Received: 25 August, 2020; First decision: 22 October, 2020; Revised: 27 November, 2020; Second decision: 18 January, 2021; Revised: 29 January, 2021; Final decision: 14 April, 2021.

## Abstract

The Carabidae are one of the most diverse and abundant beetle families in the world. Given their predation on some pests such as aphids and slugs, they are considered to be important biological agents to control crop pests. This study was carried out in agricultural landscape (herbaceous area, cereal field edge and inside the field) of a semi-arid region located in the north-east of Algeria (Constantine), for four months during the year 2016. Carabid beetle sampling was performed using interception traps. Ten pitfall traps were placed in a straight line at each station, spaced five meters from each other. This preliminary study allowed identifying thirty-six species. The highest recorded values of species richness and abundance were in the herbaceous area compared to the cereal field edge and inside the field. The exploration of certain ecological traits of species, such as diet, dispersal ability and species tolerance to humidity, shows that predators, macropterous and hygrophilous species are the most frequent. It seems that these adaptive parameters can be influenced by habitat conditions.

**Keywords:** Coleoptera, Carabidae, ground beetles, herbaceous area, cereal field, semi-arid region.

## Résumé

Les Carabidae représentent l'une des familles de coléoptères la plus diversifiée et la plus abondante au monde. Compte tenu de leur prédation sur certains ravageurs tels que les pucerons et les limaces, les carabidés sont considérés comme des agents biologiques importants pour lutter contre les ravageurs des cultures. Cette étude a été réalisée dans un paysage agricole (zone herbacée, bordure de champ céréalier et à l'intérieur du champ) d'une région semi-aride, située au nord-est de l'Algérie (Constantine), pendant quatre mois au cours de l'année 2016. Un prélèvement de carabidés a été réalisé en utilisant des pièges à interception. Dans chaque station, dix pièges à fosse ont été placés en ligne droite, espacés de cinq mètres les uns des autres. Cette étude préliminaire a permis d'identifier trente-six espèces. Les valeurs les plus élevées de richesse et d'abondance des espèces ont été enregistrées dans la zone herbacée par rapport à l'intérieur du champ de céréales et la bordure du champ. L'étude de certains traits écologiques des espèces tels que le régime alimentaire, le pouvoir de dispersion et la tolérance des espèces

**Mots clés:** coléoptères, carabidés, coléoptères du sol, zone herbacée, champ de céréales, région semi-aride.

à l'humidité, montre que les espèces prédatrices macroptères et hygrophiles sont les plus fréquentes. Il semble que ces paramètres adaptatifs puissent être influencés par les conditions de l'habitat.

## Introduction

Carabid beetles is a group of insects that colonized all terrestrial environments. They are remarkable predators and considered as biological control agents against crop pests in agroecosystems (Lang 2003; Lochard *et al.* 2008). Carabid beetles are one of the most sensitive invertebrate groups to environmental disturbances (Gobbi & Fontaneto 2008), they are susceptible to changes with abiotic factors (e.g., temperature, humidity), plant community, prey availability, agricultural practices and pesticide use (Dajoz 2002; Melnychuk *et al.* 2003; Kotze *et al.* 2011). Therefore carabid beetles can be used as model organisms to study the effects of agricultural practices (Pizzolotto *et al.* 2018).

Several studies showed that agricultural practices, including insecticide application, often generate environmental changes and appear to have a significant impact on the diversity of carabid assemblages (Goulet 2003; Funayama 2011; Kosewska *et al.* 2016).

In crops, agricultural practices may limit carabid beetle populations but undisturbed habitats such as nearby grasslands, hedgerows, field margins and grassy strips at the edge of

fields seems favorable for these insects (Hof *et al.* 2010). These habitats may provide refuge areas, food reserves and seasonal breeding grounds for carabid beetles (Lee *et al.* 2001; Purtauf *et al.* 2005).

In Algeria, there is a lack of information on carabid beetles associated with agrosystems: we know only about the work of Ouchtati *et al.* (2012) on carabid biodiversity in semi-arid cereal fields of Tebessa and of Saouache *et al.* (2014) on the carabid assemblage in the agricultural landscape of Constantine. Thus, it seems necessary to study this fauna, which is considered a beneficial component of agricultural systems.

The aims of this study were to: (1) establish a check-list of carabid beetles inhabiting cereal field and adjacent herbaceous areas, (2) provide fundamental information on the diversity, the community structure of these beetles, (3) understand the interest of the agricultural landscape and its influence on characteristics related carabid life traits.

## Materials and methods

### Site description

The study area is located in a semi-arid region (namely: Constantine) which is situated at the northeast of Algeria. The study was carried out in an agricultural landscape in El Khroub locality (36° 26' N, 6° 70' E, 640m), located at south east of Constantine city (figure 1). This



Figure 1 – Map of Algeria locating Constantine Wilaya in red. The study area is located in El Khroub, south east of Constantine city and the aerial photo shows the sampling areas (S1: Herbaceous area; S2: Cereal field edge; S3: Inside the cereal field). (Google Earth 2016).

area is dominated by cereal crops and rangelands for sheep. Rainfall recorded during the sampling year (2016) was 288mm and the average temperatures recorded was 16.8°C.

Sampling was done at three sites: inside and at the edge of a cereal field and in an herbaceous area. The herbaceous area is located 800m from the cereal field and each of them covers an area of six hectares.

The herbaceous area and cereal field edge were characterized by a vegetation cover dominated by Asteraceae, Poaceae, Brassicaceae and Malvaceae and the soil type is of a loamy-sandy texture. These areas were never treated with pesticides, while the inside of the cereal field was treated with insecticides, herbicides and fungicides.

### Sampling design

The material was collected using the standard entomological pitfall traps method. Each trap was composed of a metallic pot (diameter = 10cm; depth = 12cm). Ten traps were placed in a straight line at each station, spaced five meters from each other. Inside the cereal field, the traps were placed perpendicular to those placed at the edge of the field and the distance between the two lots of traps was 20m. The pots were filled with acetic acid diluted at 30% up to one third from the bottom and a small amount of detergent. They were protected by stones raised by small supports preventing rain from infiltrating. Carabid beetles were collected weekly from February to May 2016.

### Identification of specimens

Identification of carabid beetles was based on external and internal (genital) morphological characters. It was carried out using the keys of Bedel (1895), Jeannel (1941-1942) and Antoine (1955-1961). Specimens were identified and classified in insect collection boxes.

### Trait information

We analysed several species traits: habitat affinity, trophic level and flight ability to evaluate the differences in beetle species composition and abundance between the three habitats (table 1). Species were allocated to a trophic level: predators (feed mainly on animal prey), phytophagous (feed mainly on plant material, including seeds) and polyphagous species (have omnivorous

diet). Species were also allocated depending on wing morphology: macropterous (species with wings and better dispersal ability), dimorphic (species with and without winged individuals) and brachypterous species (species without wings or with atrophied wings). Finally, species were classified into three habitat categories: xerophilic (species preferring dry environments), hygrophilic (species preferring wetter environments) and mesophilic species which can live in both dry and humid habitats. The flight capacity, diet and habitat affinity characteristics of different ground beetles species were determined using data published by many researchers such as: Bedel (1895); Antoine (1955, 1957, 1959, 1961); Laroche (1990); Maachi (1995); Dajoz (2002); Laroche & Larivière (2003).

### Data analysis

The carabid beetle assemblages were analyzed considering abundance, species richness and traits of species (flight ability, trophic level and habitat affinity). Carabid beetle assemblages were compared between the three habitats using Shannon diversity index, Jaccard similarity index (Magurran 2004) and Hierarchical Clustering Analysis (HCA) based on absence/presence data of carabids in the different types of environments surveyed. To determine influence of habitat type on abundance, species richness and the traits of species we used paired test with  $\alpha = 0.05$ .

## Results

### Faunistic composition

This study, which was conducted over four months, allowed us to capture 239 individuals belonging to 36 species and eleven subfamilies (Cicindelinae, Carabinae, Nebriinae, Scaratinae, Trechinae, Brachininae, Platinae, Pterostichinae, Licininae, Lebiinae, Harpalinae) (table 2). The subfamily Harpalinae was the richest in species, it is represented by 14 species, which represents 39% of the entire population, followed by Licininae, Pterostichinae and Lebiinae with four species each. The other subfamilies were represented by one or two species. During this study, we noticed significant differences of carabid abundance and species richness between the three sites. We recorded

**Table 1 – List of species traits. Information gathered in Bedel (1895); Antoine (1955, 1957, 1959, 1961); Laroche (1990); Maachi (1995); Dajoz (2002); Laroche & Larivière (2003).**

macr (macropterous), brach (brachypterous), dim (dimorphic), hydr (hygrophilous), xer (xerophilous), mes (mesophilous), pre (predatory), phyt (phytophagous) poly (polyphagous)

Subfamily	Species	Trophic level	Flight ability	Habitat affinity
Cicindelinae	<i>Cicindela campestris</i> Linné, 1758	pred	macr	xer
Carabinae	<i>Carabus (Macrothorax) morbillosus</i> (Fabricius, 1792)	poly	brach	mes
	<i>Eurycarabus faminii</i> Dejean, 1826	pred	brach	mes
Trechinae	<i>Metalina ambiguum</i> Dejean, 1831	pred	macr	hydr
	<i>Emphanes normannus</i> Dejean, 1831	pred	macr	hydr
Scaritinae	<i>Distichus (Distichus) planus</i> (Bonelli, 1813)	pred	macr	hydr
	<i>Clivina sp.</i> (Latreille, 1802)	-	-	-
Nebriinae	<i>Notiophilus geminatus</i> (Dejean & Boisduval, 1830)	pred	macr	mes
Brachininae	<i>Brachinus efflans</i> (Dejean & Boisduval, 1829)	pred	macr	hydr
Platininae	<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	poly	dim	xer
Pterostichinae	<i>Poecilus vicinus</i> (Levrat, 1859)	pred	macr	hydr
	<i>Poecilus (Poecilus) quadricollis</i> (Dejean, 1828)	pred	macr	hydr
	<i>Poecilus purpurascens</i> (Dejean, 1828)	pred	macr	hydr
	<i>Amara (Celia) fervida</i> (Coquerel, 1859)	-	-	xer
Licininae	<i>Licinus punctatulus</i> (Fabricius, 1792)	pred	macr	xer
	<i>Dinodes decipiens</i> (Dufour, 1820)	pred	macr	hydr
	<i>Chlaenius chrysocephalus</i> (Rossi, 1790)	pred	macr	hydr
	<i>Chlaenius velutinus</i> (Duftschmidt, 1812)	pred	macr	hydr
Lebiinae	<i>Syntomus bedeli</i> (Puel, 1938)	-	brach	hydr
	<i>Microlestes mauritanicus</i> (Lucas, 1846)	-	brach	-
	<i>Microlestes abeilli</i> (Brisout, 1885)	-	macr	-
	<i>Microlestes ibericus</i> (Holdhaus, 1912)	-	macr	-
Harpalinae	<i>Acinopus megacephalus</i> (Rossi, 1794)	phyt	macr	xer
	<i>Ditomus tricuspidatus</i> (Fabricius, 1792)	phyt	macr	xer
	<i>Carterus rotundicollis</i> (Rambur, 1842)	phyt	macr	xer
	<i>Carterus interceptus</i> (Dejean & Boisduval, 1829)	phyt	macr	xer
	<i>Ophonus pumilio</i> (dejean, 1829)	phyt	macr	mes
	<i>Parophonus hispanus</i> (Rambur, 1838)	-	macr	hydr
	<i>Parophonus antoinei</i> (Schauberger, 1932)	poly	macr	hydr
	<i>Parophonus planicollis</i> (Dejean, 1829)	poly	macr	hydr
	<i>Dixus sphaerocephalus</i> (Olivier, 1795)	phyt	macr	xer
	<i>Dixus capito</i> (Audinet-Serville, 1821)	phyt	macr	xer
	<i>Harpalus punctatostriatus</i> (Dejean, 1829)	poly	macr	mes
	<i>Harpalus tenebrosus</i> (Dejean, 1829)	poly	macr	xer
	<i>Harpalus sculus</i> (Dejean, 1829)	pred	macr	hydr
	<i>Amblystomus metallescens</i> (Dejean, 1829)	-	-	hydr

32 species in the herbaceous area, 12 species in the cereal field edge, and seven species inside the cereal field.

We caught a higher number of individuals at the herbaceous areas (150 individuals) compared to the cereal field edge (73 individuals) and inside the cereal field (16 individuals).

The common species observed at the three sites were *Carabus morbillosus* Fabricius, *Eurycarabus faminii* Dejean, *Metalina ambiguum* Dejean and *Calathus fuscipes* Goeze.

Two taxa were only caught inside the cereal field (*Clivina sp.*, *Harpalus tenebrosus* Dejean), the dominant species in this habitat was *Metalina ambiguum* which represents 56.25% of the species. At the cereal field edge, the most abundant species was *Carabus morbillosus* (30.13%).

In the herbaceous area, twenty-one species were recorded only in this area, such as *Emphanes normannus* Dejean, *Poecilus quadricollis* Dejean, *Harpalus punctatostriatus* Dejean, *Ditomus tricuspidatus*

**Table 2 – List of species found in the herbaceous area, the cereal field edge and the inside field in the year 2016.**

Subfamily	Species	Herbaceous area	Cereal field edge	Inside field
Cicindelinae	<i>Cicindela campestris</i> Linné, 1758	-	1	-
Carabinae	<i>Carabus (Macrothorax) morbillosus</i> (Fabricius, 1792)	12	22	1
	<i>Eurycarabus faminii</i> Dejean, 1826	1	18	1
Trechinae	<i>Metalina ambiguum</i> Dejean, 1831	2	13	9
	<i>Emphanes normannus</i> Dejean, 1831	1	-	-
Scaritinae	<i>Distichus (Distichus) planus</i> (Bonelli, 1813)	1	4	-
	<i>Clivina sp</i> (Latreille, 1802)	-	-	1
Nebriinae	<i>Notiophilus geminatus</i> (Dejean & Boisduval, 1830)	1	-	-
Brachininae	<i>Brachinus efflans</i> (Dejean & Boisduval, 1829)	4	-	-
Platininae	<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	31	6	2
Pterostichinae	<i>Poecilus vicinus</i> (Levrat, 1859)	-	1	-
	<i>Poecilus (Poecilus) quadricollis</i> (Dejean, 1828)	1	-	-
	<i>Poecilus purpurascens</i> (Dejean, 1828)	21	2	-
	<i>Amara (Celia) fervida</i> (Coquerel, 1859)	5	-	-
Licininae	<i>Licinus punctatulus</i> (Fabricius, 1792)	1	1	-
	<i>Dinodes decipiens</i> (Dufour, 1820)	1	-	1
	<i>Chlaenius chrysocephalus</i> (Rossi, 1790)	7	-	-
	<i>Chlaenius velutinus</i> (Duftschmidt, 1812)	1	1	-
Lebiinae	<i>Syntomus bedeli</i> (Puel, 1938)	8	-	-
	<i>Microlestes mauritanicus</i> (Lucas, 1846)	1	-	-
	<i>Microlestes abeilli</i> (Brisout, 1885)	1	3	-
	<i>Microlestes ibericus</i> (Holdhaus, 1912)	3	1	-
Harpalinae	<i>Acinopus megacephalus</i> (Rossi, 1794)	3	-	-
	<i>Ditomus tricuspidatus</i> (Fabricius, 1792)	5	-	-
	<i>Carterus rotundicollis</i> (Rambur, 1842)	1	-	-
	<i>Carterus interceptus</i> (Dejean & Boisduval, 1829)	1	-	-
	<i>Ophonus pumilio</i> (dejean, 1829)	1	-	-
	<i>Parophonus hispanus</i> (Rambur, 1838)	2	-	-
	<i>Parophonus antoinei</i> (Schauberger, 1932)	10	-	-
	<i>Parophonus planicollis</i> (Dejean, 1829)	6	-	-
	<i>Dixus sphaerocephalus</i> (Olivier, 1795)	1	-	-
	<i>Dixus capito</i> (Audinet-Serville, 1821)	1	-	-
	<i>Harpalus punctatostriatus</i> (Dejean, 1829)	13	-	-
	<i>Harpalus tenebrosus</i> (Dejean, 1829)	-	-	1
	<i>Harpalus siculus</i> (Dejean, 1829)	2	-	-
	<i>Amblystomus metallescens</i> (Dejean, 1829)	1	-	-
		<b>150</b>	<b>73</b>	<b>16</b>

Fabricius, *Parophonus planicollis* Dejean and *Parophonus antoinei* Schauburger. The dominant species found in this habitat was *Calathus fuscipes* (20.66%).

### Species richness, abundance and diversity

During the sampling period, the species richness and the abundance of the beetles (figure 2 a, b) were significantly higher in herbaceous area than in the cereal field edge and inside the cereal field ( $P < 0.05$ ).

Moreover, Jaccard index values showed that the beetle species assemblage in the herbaceous area, inside the cereal field and at the cereal field edge presented a low similarity (table 3) and the Shannon's values revealed strong differences between the three habitats. The highest evenness value was obtained in the herbaceous area, whereas inside the field and at field edge, evenness value was lower and almost the same (table 4).

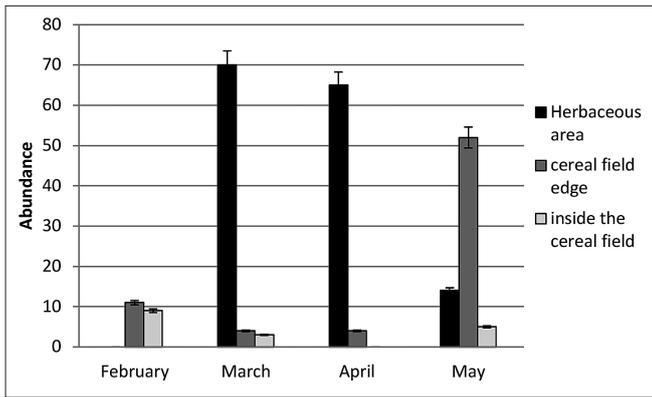


Figure 2a – Monthly variations in the abundance of Carabid beetles at the herbaceous area, inside the cereal field and at the cereal field edge in the year (2016).

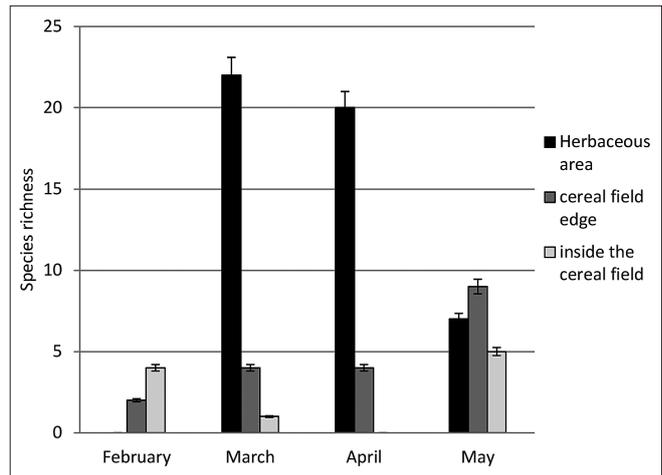


Figure 2b – Monthly variations in species richness of Carabid beetles at the herbaceous area, inside the cereal field and at the cereal field edge in the year (2016).

Table 3 – Values of Jaccard's similarity index of carabid beetle assemblages between the herbaceous area, the cereal field edge and inside the field in the year 2016.

Station	Cereal field edge - Inside field	Cereal field edge - Herbaceous area	Inside field - Herbaceous area
Similarity (Jaccard index)	0.06	0.05	0.04

Table 4 – Values of diversity and evenness of carabid beetle assemblages at the herbaceous area, the cereal field edge and inside the field in the year 2016.

Station	Herbaceous area	Cereal field edge	Inside the cereal field
Shannon index (bits)	4.06	2.72	2.29
Evenness	0.81	0.76	0.75

### Hierarchical Clustering Analysis

The results of the Hierarchical Clustering Analysis showed that species were classified into four groups (figure 3). Group 1 includes species caught only inside the cereal field, group 2 consists of species found only at the edge of cereal field, group 3 includes species common to the three habitats. All species in these three groups were predatory and

group 4 consists of species found only in herbaceous areas. All species in this group were hygrophilous.

### Species traits of the study area

We found that predatory species predominated at 57%, while less than 25% of carabid beetles were phytophagous or polyphagous. Our analysis showed that the difference in the percentage of predatory and polyphagous species (figure 4) were significant between the three habitats ( $P < 0.05$ ).

According to moisture requirements, the assemblage of carabid beetles in three habitats was dominated by hygrophilous species at 49% such as *Poecilus purpurascens*, *Parophonus antoinei* Schauburger, *Parophonus planicollis* Dejean, *Chlaenius chrysocephalus* Rossi, *Syntomus bedeli* Puel, while xerophilous and mesophilous species were less frequent at 37% and 14%, respectively. Our analysis showed that the difference in the percentage of hygrophilous, xerophilous and mesophilous species (figure 5) were significant between the three habitats and the percentage of hygrophilous

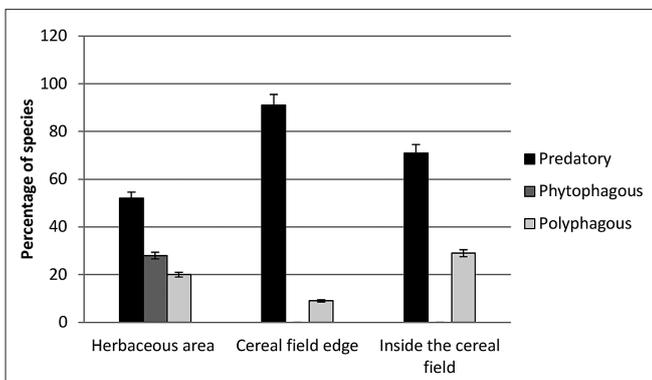


Figure 4 – Differences between carabid fauna at the herbaceous area, at the cereal field edge and inside the cereal field, expressed as percentage of predatory, phytophagous and polyphagous species in year 2016.

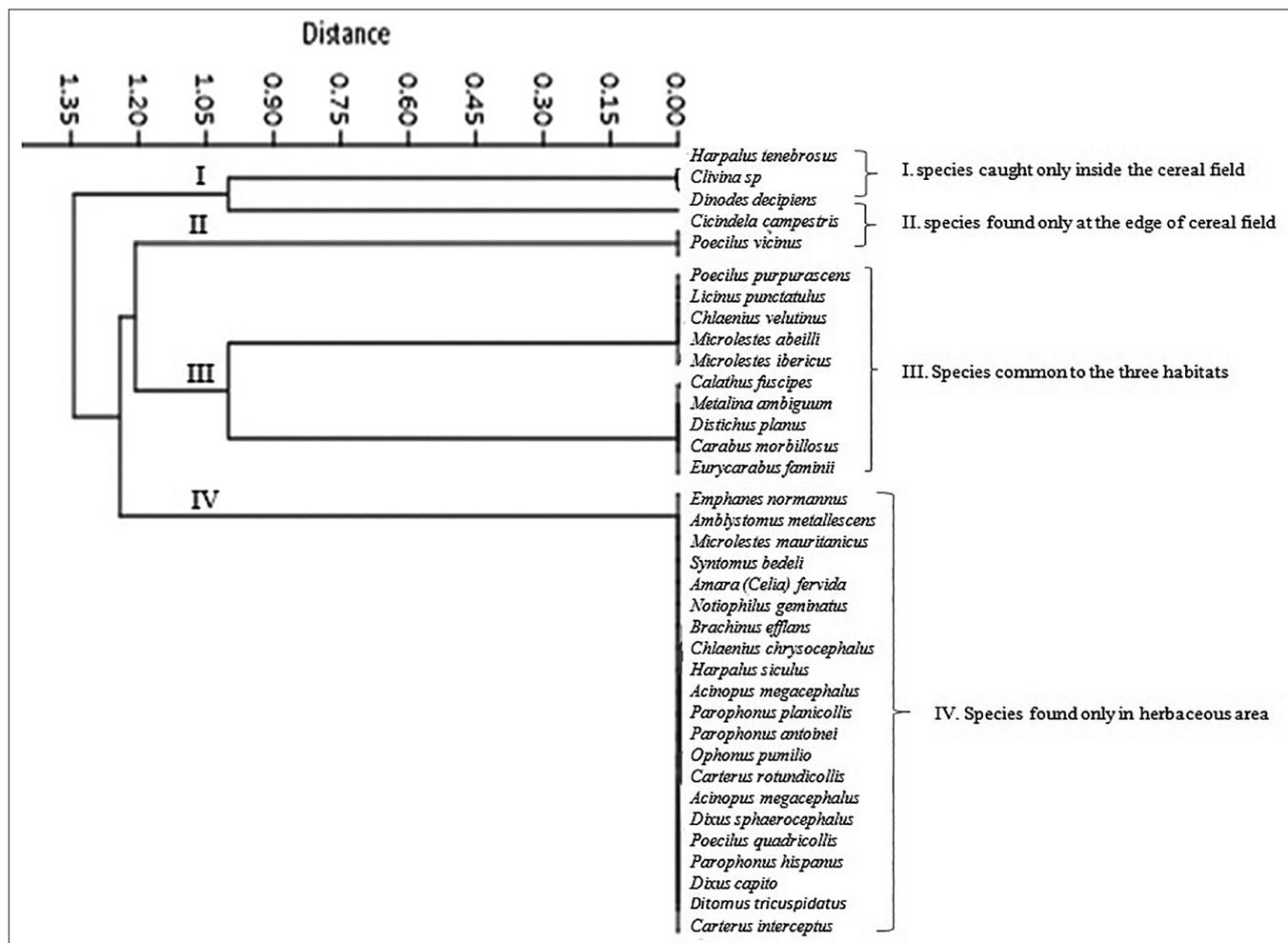


Figure 3 – Hierarchical Clustering dendrogram.

species was significantly higher in the herbaceous area, than in the cereal field edge and inside the cereal field ( $P < 0.05$ ).

In examining dispersal abilities of the community, macropterous species predominated (82%) over brachypterous (12%) and dimorphic species (6%) at the three biotopes. The analysis revealed that the percentage of

macropterous was significantly higher in the herbaceous area, than in the cereal field edge and inside the cereal field ( $P < 0.05$ ), indeed the difference in the percentage of macropterous, dimorphic or brachypterous species (figure 6) were significant between the three habitats ( $P < 0.05$ ).

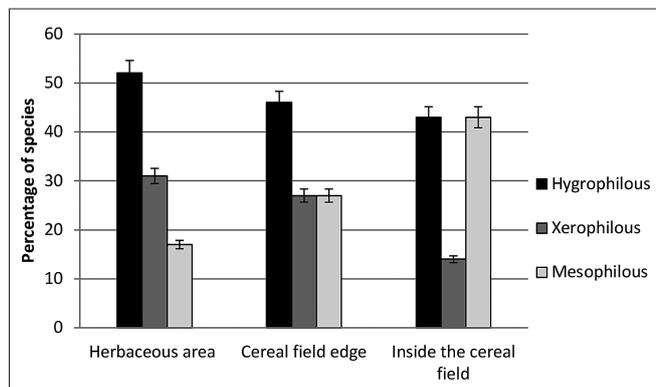


Figure 5 – Percentage of hygrophilous, xerophilous and mesophilous species at the herbaceous area, at the cereal field edge and inside the cereal field in year 2016.

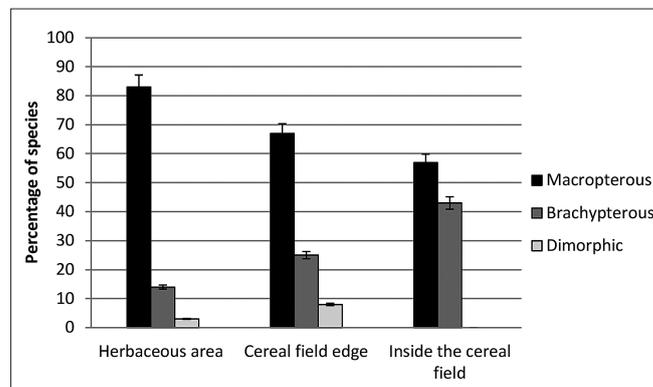


Figure 6 – Percentage of macropterous, brachypterous and dimorphic species at the herbaceous area, at the cereal field edge and inside the cereal field in year 2016.

## Discussion

The comparison between the three habitats revealed significant differences in species richness and abundance of ground beetles. We observed that the species richness and abundance of Carabidae were significantly higher in the herbaceous area and the cereal field edge than in cultivated area.

As it has been pointed out by several authors before, semi-natural habitats of agricultural landscapes, such as field margins or herbaceous areas located near fields, are recognized for their importance in supporting the diversity of the carabid fauna (Werling & Gratton 2008; Petit *et al.* 2015; Eyre *et al.* 2016; Fusser *et al.* 2017).

These areas can provide a refuge, allowing these beetles to shelter, overwinter, reproduce, and feed and they serve as corridors for their dispersal (Boivin & Hance 2003; Konieczna *et al.* 2015). Also, some authors noted that presence of refuge places contribute to an increase in the species richness of Carabidae (Okrutniak *et al.* 2018) and are thus important for protecting ground beetles, which are the natural enemies of many pests (Van Toor 2006; Pizzolotto *et al.* 2018).

The difference observed between ground beetle assemblages of the three sites, can be related to the plant cover diversity, soil humidity and anthropogenic factors (Kromp 1999; Mullen *et al.* 2008; Petremand *et al.* 2016). The higher species richness and abundance of the carabids recorded in the herbaceous zone are probably related to the diversity of plants and to the fact that no pesticide are used in this habitat. According to Hanson *et al.* (2016), grasslands have a large diversity of plant species and a greater availability of plant food resources than cultivated fields and carabid beetles assemblages are strongly influenced by plant diversity (Li *et al.* 2018).

Our study concurs with other studies, which demonstrated that semi-natural habitats in agricultural landscapes have an influence on the abundance and species richness of carabid beetles (Roume *et al.* 2011; Wojciechowicz-Żytko & Wilk 2019). On the other hand, the low specific richness and abundance observed inside the field, could be explained by plowing, the low diversity of vegetation cover (Rouabah *et al.* 2015) and the use of phytosanitary products. Some authors have shown that the use of chemical treatments has a negative effect for species richness and

the number of carabids (Ruano *et al.* 2001; Kosewska *et al.* 2016).

In terms of habitat affinity, data revealed a larger proportion of hygrophilous species in the herbaceous area than in the cereal field edge and than inside the field. The high proportion of hygrophilic species encountered in this habitat, might be related to the dense vegetation which increases humidity and creates a microclimate favorable for carabid beetles (Nietupski *et al.* 2015; Okrutniak *et al.* 2018). Similar results were noted on the community of carabid beetles associated with two native xerophyte shrubs in a semi-arid area of north-east of Algeria (Ouchtati *et al.* 2020). Furthermore, xerophilic species were found in the all habitats, which could be related to the type of soil which is loamy sandy at all three sites.

This study showed that the trophic structure of the assemblages was characterized by more predatory species than phytophagous and polyphagous species in the three habitats. The results of our Hierarchical Clustering Analysis support this finding and showed that almost all species captured in the three biotopes were predators. According to Rouabah *et al.* (2015), open environments favor the presence of predatory species, which could be considered as auxiliaries or beneficial insects (Thiele 1977; Melnychuk *et al.* 2003).

Their presence in crops is highly desirable due to their role in pest control (Holland *et al.* 2009; Mader *et al.* 2018). Among the predatory species found in our sites we can mention *Calathus fuscipes*, which is an excellent predator of cereal aphids, caterpillars, ants (Larochelle & Larivière 2003) and *Licinus punctatulus* Fabricius, predator of gastropods (Larochelle 1990). In the cereal field, the proportion of predatory species may be linked to the characteristics of the habitat. According to Ouchtati *et al.* (2020), the dominance of this trophic group could be related to unstable habitat conditions.

Previous research showed that environments not treated with pesticides provide a good source of prey and species richness of carnivorous carabids increased with the amount of semi-natural habitats in the landscapes around cereal fields (Wojciechowicz-Żytko & Wilk 2019). This supports our findings on the presence of this trophic group in the herbaceous area.

Phytophagous species were only recorded in the herbaceous area probably due to the

diversity of the plant cover found in this habitat. Several authors reported that phytophagous species are generally related to plots associated with high plant diversity (Purtauf *et al.* 2004; Harvey *et al.* 2008). The use of pesticides, such as herbicides treatments, can have a direct impact on the abundance and species richness of carabids (Nietupski 2012), resulting in reduced food resources for phytophagous or polyphagous species, which may explain the absence of phytophagous species at the edge and inside the cereal field. It may also indirectly reduce predatory species by reducing the number of prey feeding on the plants (Norris & Kogan 2005; Petit *et al.* 2015)

Regarding dispersal abilities of species, macropterous species dominated in the three habitats over dimorphic and brachypterous species. Several studies suggest that macropterous carabids are often associated with open habitats, such as natural environments and the edges of cultivated fields (Thiele 1977; Döring & Kromp 2003). However, the proportion of species able of flying was higher in the herbaceous area and the cereal field edge than inside the cereal field.

Several studies have shown that natural habitats within agricultural landscapes appear to provided shelter and alternative food sources to carabid beetle (Purtauf 2005), while inside the field appears to be unfavorable for carabids owing to the use of pesticides (Pizzoloto *et al.* 2018). Several studies suggest that the morphological character (developed wings) allows species to move and escape some disturbances or environmental constraints (Hedde *et al.* 2015; Hanson *et al.* 2016).

In this study, the beetle species assemblage showed a low affinity between the herbaceous area, inside the cereal field and at the cereal field edge. Indeed, the very low values of the Jaccard's index and the large difference between evenness and the Shannon's values probably reflect the difference between the characteristics of each habitat, as well as the impact of certain anthropogenic factors on the habitats, such as the use of pesticides.

## Conclusion

This preliminary study revealed that the herbaceous area and the cereal field edge supported a greater diversity of Carabid beetles than inside the field. The result of this work confirmed that natural habitats surrounding crops promote ground beetles more than crops, which could be related to biotic factors, such as the vegetation cover or disturbance anthropogenic factors like pesticides treatments and agricultural practices.

Comparing the species composition of the three habitats for some adaptive parameter, such as moisture requirements, diet and dispersal ability showed that some habitat characteristics may influence community trait composition of carabid beetles.

Thus, the different ecological groups found in the herbaceous area and the cereal field are probably linked to soil humidity, vegetation cover and anthropogenic factors.

However, based on these functional traits, it is possible to identify bioindicator species or potential predators of some pests, which could have a preponderant role in agroecosystems. The semi-natural habitats that allow these insects to survive in agricultural landscapes must be preserved and receive increased attention.

In perspectives, more effort must be made to get more information about the spatio-temporal distribution of carabid species in similar and other habitats to help to identify beneficial species, locate endemic or endangered species for conservation purposes.

## Acknowledgements

The authors would like to gracefully thank the directors and all staff of ITGC (Institut technique des grandes cultures) and CNCC (Centre national de contrôle et de certification des semences et plants) of Constantine for their precious help and their support on field work.

## References

- Antoine, M. (1955). *Coléoptères carabiques du Maroc*. 1<sup>re</sup> partie, Mémoire de la Société des sciences naturelles physiques, Maroc Zoologie, 1, 1-177.
- Antoine, M. (1957). *Coléoptères carabiques du Maroc*. 2<sup>e</sup> partie, Mémoire de la Société des sciences naturelles physiques, Maroc Zoologie, 3, 178-314.
- Antoine, M. (1959). *Coléoptères carabiques du Maroc*. 3<sup>e</sup> partie, Mémoire de la Société des sciences naturelles physiques, Maroc Zoologie, 6, 315-465.
- Antoine, M. (1961). *Coléoptères carabiques du Maroc*. 4<sup>e</sup> partie, Mémoire de la Société des sciences naturelles physiques, Maroc Zoologie, 8, 466-537.
- Bedel, L. (1895). *Catalogue raisonné des coléoptères du nord de l'Afrique (Maroc, Algérie, Tunisie, Tripolitaine) avec notes sur les îles de Canarie et de Madère*. Société entomologique de France, Nabu Press, Paris, 402 p.
- Boivin, G. & Hance, T. (2003). Ground beetle assemblages in cultivated organic soil and adjacent habitats: temporal dynamics of microspatial changes. *Pedobiologia* 47, 193-202.
- Dajoz, R. (2002). *Les coléoptères Carabides et Ténébrionidés. Écologie et biologie*, Tec & Doc, Paris, 522 p.
- Döring, T.F. & Kromp, B. (2003). Which carabid species benefit from organic agriculture? - a review of comparative studies in winter cereals from Germany and Switzerland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 153-161.
- Eyer, M.D., McMillan, S.D. & Critchley, C.N.R. (2016). Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of change and pattern in the agroecosystem: Longer surveys improve understanding. *Ecol Indic.* 68, 82-88.
- Funayama, K. (2011). Influence of pest control pressure on occurrence of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in apple orchards. *Appl. Entomol. Zool.* 46, 103-110.
- Fusser, M.S., Pfister, S.C., Entling, M.H. & Schirmer, J. (2017). Effects of field margin type and landscape composition on predatory carabids and slugs in wheat fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 247, 182-188.
- Gobbi, M. & Fontaneto, D. (2008). Biodiversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in different habitats of the Italian Po lowland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127, 273-276.
- Goulet, H. (2003). Biodiversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in Canadian agricultural soils. *Can. J. Soil. Sci.* 83, 259-264.
- Hanson, H., Palmu, E., Birkhofer, K., Smith, H. & Hedlund, K. (2016). Agricultural Land Use Determines the Trait Composition of Ground Beetle Communities. *PLOS ONE* 11 (1), e0146329.
- Harvey, J.A., Van der Putten, W.H., Turin, H., Wagenaar, R. & Bezemer, T.M. (2008). Effects of changes in plant species richness and community traits on carabid assemblages and feeding guilds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127 (1-2), 106-127.
- Hedde, M., Mazzia, C., Decaëns, T., Nahmani, J., Pey, B., Thénard, J. & Capowiez, Y. (2015). Orchard management influences both functional and taxonomic ground beetle (Coleoptera, Carabidae) diversity in South-East France. *Appl. Soil. Ecol.* 88, 26-31.
- Hof, A.R. & Bright, P.W. (2010). The impact of grassy field margins on macroinvertebrate abundance in adjacent arable fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139 (1-2), 280-283.
- Holland, J.M., Birkett, T. & Southway, S. (2009). Contrasting the farm-scale spatio-temporal dynamics of boundary and field overwintering predatory beetles in arable crops. *Bio Control* 54, 19-33.
- Jeannel, R. (1941). *Faune des coléoptères carabiques de France*. 1<sup>re</sup> partie, Paul Lechevalier et fils, Paris, 572 p.
- Jeannel, R. (1942). *Faune des coléoptères carabiques de France*. 2<sup>e</sup> partie, Paul Lechevalier et fils, Paris, 601 p.
- Konieczna, K., Olbrycht, T., Wojciechowicz-Żytko, E. & Wilk, E. (2015). Effect of agrotechnical measures on the abundance of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in selected cultivations. *Episteme* 26 (2), 337-345.
- Kosewska, A., Nietupski, M., Nijak, K. & Skalski, T. (2016). Effect of plant protection on assemblages of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in pea (*Pisum L.*) and lupine (*Lupinus L.*) crops. *Period. Biol.* 118 (3), 213-222.
- Kotze, D.J., Brandmayr, P., Casale, A., Dauffy-Richard, E., Dekoninck, W., Koivula, M.J., Lövei, G.L., Mossakowski, D., Noordijk, J., Paarmann, W., Pizzolotto, R., Saska, P., Schwerk, A., Serrano, J., Szyszko, J., Taboada, A., Turin, H., Venn, S., Vermeulen, R. & Zetto, T. (2011). Forty years of carabid beetle research in Europe – from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. *ZooKeys* 100, 55-148.
- Kromp, B. (1999). Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 187-228.
- Lang, A. (2003). Intraguild interference and biocontrol effects of generalist predators in a winter wheat field. *Oecologia* 134 (1), 144-153.
- Larochelle, A. (1990). *The Food of Carabid Beetles (Coleoptera: Carabidae), Including Cicindelinae*. Sillery: Association des entomologistes amateurs du Québec, 132 p.
- Larochelle, A. & Larivière, M.C. (2003). *A Natural History of the Ground-Beetles (Coleoptera: Carabidae) of America north of Mexico*. Ed. Pensoft, Moscow, 583 p.
- Li, X., Liu, Y., Duan, M., Yu, Z. & Axmacher, J.C. (2018). Different response patterns of epigeic spiders and carabid beetles to varying environmental conditions in fields and semi-natural habitats of an intensively cultivated agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 264, 54-62.
- Lochard, G., Mouton, S. & Garcin, A. (2008). Potential of ground arthropods as predators of larvae and pupae of and fruit flies (Diptera and Tephritidae). *Integrated Plant Protection in Stone Fruit. IOBC/wprs Bulletin* 37, 83-90.
- Maachi, M. (1995). *Coléoptères ripicoles des eaux stagnantes Marocaines (étude faunistique, écologique et biogéographique)*. Thèse de Doctorat d'état, Université Mohammed V, Rabat, 170 p.
- Mader, V., Diehl, E., Wolters, V. & Birkhofer, K. (2018). Agri-environmental schemes affect the trophic niche size and diet of common carabid species in agricultural landscapes. *Ecol. Entomol.* 43 (6), 823-835.

- Magurran, A.E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing: Oxford, UK, 256 p.
- Melnichuk, N.A., Olfert, O., Youngs, B. & Gillott, C. (2003). Abundance and diversity of Carabidae (Coleoptera) in different farming systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95, 69-72.
- Mullen, K., O'halloran, J., Breen, J., Giller, P., Pithon, J. & Kelly T. (2008). Distribution and composition of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) communities across the plantation forest cycle-Implications for management. *Forest. Ecol. Manag.* 256, 624-632.
- Nietupski, M. (2012). Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) occurring in apple orchards under different production systems. *Progress in Plant Protection* 52 (2), 360-365.
- Nietupski, M., Kosewska, A., Markuszewski, B. & Sądej, W. (2015). Soil management system in hazelnut groves (*Corylus* sp.) versus the presence of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Journal of Plant Protection Research* 55 (1), 26-34.
- Norris, R.F. & Kogan, M. (2005). Ecology of interactions between weeds and arthropods. *Annu. Rev of Entomol.* 50, 479-503.
- Okrutniak, M., Grześ, I.M. & Bonczar, Z. (2018). Species diversity of carabid beetles and ants of two reclaimed tailing ponds. *Pol. J. Environ. Stud.* 27 (6), 2703-2710.
- Ouchtati, N., Doumandji, S. & Brandmayr, P.(2012). Comparison of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) assemblages in cultivated and natural steppe biotopes of (Coleoptera, Carabidae) the semi- arid region of Algeria. *Afr. Entomol.* 20 (1), 134-143.
- Ouchtati, N., Brandmayr, P. & Saouache, Y. (2020). A comparative analysis of the community of carabid beetles associated with two native xerophytic shrub species (*Atriplex halimus* L. and *Artemisia herba-alba* L.) in the semi-arid zone of Algeria. *Afr. Entomol.* 28 (1), 164 -174.
- Petit, S., Labruyere, S., Trichard, A., Ricci, B. & Bohan, D.A. (2015). Gestion territoriale des adventices : effets des propriétés du paysage sur les communautés adventices et sur leur régulation par les carabidae. *Innovations agronomiques* 43, 71-82.
- Petremand, G., Fleury, D., Castella, E. & Delabays, N. (2016). Influence de l'enherbement viticole sur les Carabidae (Coleoptera) et intérêt potentiel pour le contrôle de certains ravageurs de la vigne. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ* 20 (3), 375-385.
- Pizzolotto, R., Mazzei, A., Bonacci, T., Scalercio, S., Iannotta, N. & Brandmayr, P. (2018). Ground beetles in Mediterranean olive agroecosystems: Their significance and functional role as bioindicators (Coleoptera, Carabidae). *PLOS ONE* 13 (3), 0194551.
- Purtauf, T., Dauber, J. & Wolters, V. (2004). Carabid communities in the spatio-temporal mosaic of a rural landscape. *Landscape Urban Plan* 67 (1-4), 185-193.
- Purtauf, T., Roschewitz, I., Dauber, J., Thies, C., Tschardtke, T. & Wolters, V. (2005). Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108, 165-174.
- Rouabah, A., Villerd, J., Amiaud, B., Plantureux, S. & Lasserre-Joulin, F.(2015). Response of carabid beetles diversity and size distribution to the vegetation structure within differently managed field margins. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 200, 21-32.
- Roume, A., Ouin, A., Raison, L. & Deconchat, M. (2011). Abundance and species richness of overwintering ground beetles (Coleoptera: Carabidae) are higher in the edge than in the centre of a woodlot. *Eur. J. Entomol.*108 (4), 615-622.
- Ruano, F., Lozano, C., Tinaut, A., Peña, A., Pascual, F., García P. & Campos, M. (2001). Impact of pesticides on beneficial arthropod fauna of olive groves. *IOBC wprs Bulletin* 24 (4), 113-120.
- Saouache, Y. & Doumandji, S.E. (2014). Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) assemblages in two agricultural landscapes in North-Eastern Algeria. *ecologia mediterranea* 40 (2), 5-16.
- Thiele, H.U. (1977). *Carabid Beetles in their Environments*. Springer, Berlin, 369 p.
- Van Toor, R.F. (2006). The effects of pesticides on carabidae (insecta: coleoptera), predators of slugs (mollusca: gastropoda): literature review. *NZ Plant Protect* 59, 208-216.
- Werling, B.P. & Gratton, C.(2008). Influence of field margins and landscape context on ground beetle diversity in Wisconsin (USA) potato fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 128, 104-108.
- Wojciechowicz-Żytko, E. & Wilk, E. (2019). Effects of Surrounding Environment and Management System in Apple Orchards on the Occurrence of Ground Beetles. *Pol. J Environ. Stud.* 28 (5), 3489-3496.



# Caractérisation des communautés d'oiseaux et de chauves-souris dans les parcs urbains d'Aix-en-Provence

## *Characterisation of bird and bat communities in the urban parks of Aix-en-Provence*

Cécile H. ALBERT<sup>1,\*</sup>, Cédric CABRERA<sup>1,\*</sup>, Elsa MARTY<sup>1,\*</sup> et Lucile VERDIER<sup>1,\*</sup>

1. Aix-Marseille Université, Université d'Avignon, CNRS, IRD, IMBE, Aix-en-Provence, France

\* Tous les auteurs ont contribué de manière équivalente à ce travail : cecile.albert@imbe.fr, cedric.cabrera@sfr.fr, elsa.marty@hotmail.fr, lucile.verdier@etu.univ-amu.fr

Received: 22 April, 2021; First decision: 10 May, 2021; Revised: 12 May, 2021; Second decision: 30 May, 2021; Revised: 3 June, 2021; Final decision: 7 June, 2021.

### Résumé

*Dans des villes toujours plus grandes et plus denses, les espaces à caractère de nature fournissent des services écosystémiques, permettent de conserver la biodiversité et sont des lieux de rencontre entre humains et non-humains. Il est donc essentiel que les décideurs, concepteurs et gestionnaires de la ville puissent rapidement caractériser la biodiversité abritée dans ces espaces afin de concilier dans les projets de développement et les modes de gestion, attentes de la population et enjeux environnementaux. Ici, nous visons à identifier les facteurs déterminant les cortèges d'espèces observés dans les 10 parcs de la ville d'Aix-en-Provence (caractéristiques des parcs, modes de gestion, types de contexte urbain), et ce pour deux taxons aux exigences écologiques différentes : l'avifaune et la chirofaune. Nous avons contacté 39 espèces d'oiseaux. Les communautés aviaires s'homogénéisent de la périphérie vers le centre-ville. On trouve les communautés les plus riches dans les parcs plus grands, présentant une plus grande diversité en habitat et entourés de plus de verdure. Nous avons capté plus de 53 000 passages de chauves-souris, ce qui représente une*

*activité plutôt forte pour des parcs urbains méditerranéens. Il existe une très forte hétérogénéité d'activité entre parcs, qui n'est pas expliquée par les caractéristiques des parcs. Le parc présentant le plus fort taux d'activité est un parc de taille moyenne enclavé dans de la ville dense. Nos résultats confirment que la question de la biodiversité en ville doit être posée en considérant plusieurs échelles spatiales et plusieurs taxons. La diversité des habitats et la couverture de la végétation dans et autour du parc sont une dimension critique pour l'aménagement et la gestion de la ville.*

### Abstract

*In ever larger and denser cities, spaces with a nature character provide ecosystem services, enable biodiversity conservation and are meeting places for humans and non-humans. It is therefore key for decision-makers, city designers and city managers to be able to rapidly characterise the biodiversity housed in these spaces in order to reconcile the population's expectations and environmental issues in development projects and management methods. Here, we aim*

**Mots-clés :** biodiversité, fabrique urbaine, chiroptères, avifaune, homogénéisation, trame verte.

**Keywords:** biodiversity, urban planning, chiropterans, avifauna, homogenisation, green corridors.

*to identify the factors determining the species assemblages observed in the 10 parks of the city of Aix-en-Provence (characteristics of the parks, management methods, types of urban context), and this for two taxa with different ecological requirements: avifauna and chirofauna. We contacted 39 species of birds. Bird communities become more homogenous from the periphery to the city centre, and the richest communities are found in the larger parks, with a greater diversity of habitats and surrounded by more greenery. We also recorded more than 53,000 passings of bats, indicating a rather high level of activity for urban Mediterranean parks. There is a very strong heterogeneity of activity between parks, which is not explained by the characteristics of the parks. The park with the highest activity rate is a medium-sized park embedded in the dense city. Our results confirm that the question of biodiversity in the city must be asked by considering several spatial scales and several taxa. The habitat potential and vegetation cover in and around the park is a critical dimension for the planning and management of the city.*

## Introduction

En 2020, les citoyens représentent plus de la moitié de la population humaine mondiale ; ils pourraient atteindre 60 % d'ici 2050 alors qu'ils n'étaient que 30 % en 1950 (United Nations 2019). Cet accroissement s'accompagne d'une artificialisation incessante de nouveaux espaces à travers le monde (Seto *et al.* 2012). En France par exemple, ce sont chaque année entre 16 000 et 60 000 hectares qui sont artificialisés (Fosse *et al.* 2019).

Cette artificialisation des terres est une cause majeure du déclin de la biodiversité (IPBES 2019). Elle entraîne une perte et une fragmentation des habitats naturels ainsi qu'une modification profonde des conditions environnementales locales (pollutions lumineuse, sonore et atmosphérique, augmentation des températures, modification du cycle de l'eau) (Grimm *et al.* 2008). Ainsi, il a été montré qu'une urbanisation croissante allait de pair avec une diminution de la richesse et de la diversité de nombreux taxons (Piano *et al.* 2020), en particulier les papillons (Lee *et al.* 2015), les oiseaux (Reis *et al.* 2012), les chauves-souris (Russo & Ancillotto 2015), les abeilles (Hernandez *et al.* 2009), ou encore les plantes (Muratet *et al.* 2007). À l'inverse, il a également été montré que certains espaces urbains peuvent servir de réservoirs de biodiversité, notamment lorsqu'ils offrent une grande diversité d'habitats (Blair 1996, Callaghan *et al.* 2019a).

Les parcs sont des espaces urbains ouverts et délimités, dominés par de la végétation ou des éléments aquatiques et gérés pour des usages publics (Nielsen *et al.* 2014). Ils peuvent constituer des « hotspots de biodiversité » au cœur de la ville (Cornelis & Hermy 2004). Dans des villes toujours plus grandes et plus denses, les parcs sont devenus, avec les autres espaces à caractère de nature (Clergeau 2007), le cœur des relations entre citoyens et non-humains. En effet, la nature en ville participe à l'équilibre physique et mental et à la santé des citoyens (Rook 2013, Beninde *et al.* 2015). Elle est aussi l'un des leviers de l'adaptation des villes aux changements climatiques du fait des services de régulation (ex. stockage du carbone, réduction des îlots de chaleur, régulation des crues) qu'elle peut fournir (Clergeau 2012). En contrepartie, elle peut également être source de disservices tels que le risque incendie, les potentielles chutes de branches, les piqûres ou morsures d'animaux, ou encore la criminalité liée aux espaces masqués par la végétation (Sandström *et al.* 2006).

Intégrer la nature et les services écosystémiques dans la conception et la gestion de la ville est ainsi devenu une priorité (Clergeau 2012). Mais les décideurs, concepteurs et gestionnaires de la ville manquent souvent de données de biodiversité pour appuyer leurs décisions (Callaghan *et al.* 2020). Ils n'ont alors d'autre choix que de s'appuyer sur des outils synthétiques dérivés de résultats obtenus dans d'autres villes et d'autres contextes. Par exemple, la méthode proposée par l'Agence d'urbanisme Bordeaux Aquitaine pour évaluer la qualité écologique potentielle d'un espace prend en compte les éléments suivants (A'urba 2016) : le type d'espace (ex. public, privé), la superficie, la diversité des espèces végétales présentes, la présence d'eau ou de milieux humides, la diversité des strates végétales, la proximité d'un réservoir de biodiversité. Si ces effets sont largement confirmés par la littérature (Clergeau *et al.* 2006, Beninde *et al.* 2015, Piano *et al.* 2020), la manière dont ils peuvent se décliner pour des villes de différentes tailles – notamment de petites villes dans lesquelles les gradients d'urbanisation sont spatialement plus courts mais pas nécessairement moins intenses (centre très dense, distance à des réservoirs de biodiversité plus faible) – reste incertaine. Il est donc essentiel pour les concepteurs et gestionnaires de la ville de mieux comprendre comment les caractéristiques des parcs, les modes de gestion et le contexte urbain dans

lequel ils se trouvent déterminent les cortèges d'espèces qu'on y retrouve.

La présente étude vise à déterminer les principaux facteurs structurant la biodiversité dans les parcs urbains d'une ville méditerranéenne, Aix-en-Provence. La biodiversité est ici abordée à travers deux taxons aux besoins écologiques contrastés : l'avifaune et la chirofaune. Si l'approche « bio-indicateur » a souvent primé, considérant que l'analyse d'un taxon pouvait servir d'indicateur à l'état d'autres taxons, des études multi-taxons récentes montrent que différents taxons répondent souvent de manière décorrélée aux facteurs liés à l'urbanisation (Piano *et al.* 2020). Nous abordons ici trois questions :

- 1) Comment sont structurées les communautés d'oiseaux au sein des parcs urbains d'Aix-en-Provence et comment les caractéristiques des parcs influencent-elles leur richesse ?
- 2) Quelle est l'influence du contexte urbain sur les communautés d'oiseaux dans les parcs ?
- 3) Comment ces mêmes facteurs (caractéristiques des parcs et contexte urbain)

influencent-ils la chirofaune et l'activité globale des chauves-souris dans la ville ?

Nous discutons ensuite de l'implication de nos résultats quant à l'application de méthodes d'évaluations simplifiées de la valeur écologique des milieux dans la ville d'Aix-en-Provence et des conséquences à en tirer pour la gestion raisonnée de ces espaces dans le but de conserver la diversité du vivant.

## Matériels et méthodes

### Sites d'études

L'étude a été réalisée à Aix-en-Provence (43°31'47.433"N, 5°26'50.905"E), dans le département français des Bouches-du-Rhône. Le climat est méditerranéen avec des précipitations annuelles moyennes de 646 mm et une température annuelle moyenne de 13,1 °C.

Aix-en-Provence compte 145 676 habitants répartis sur 186 km<sup>2</sup> et présente donc

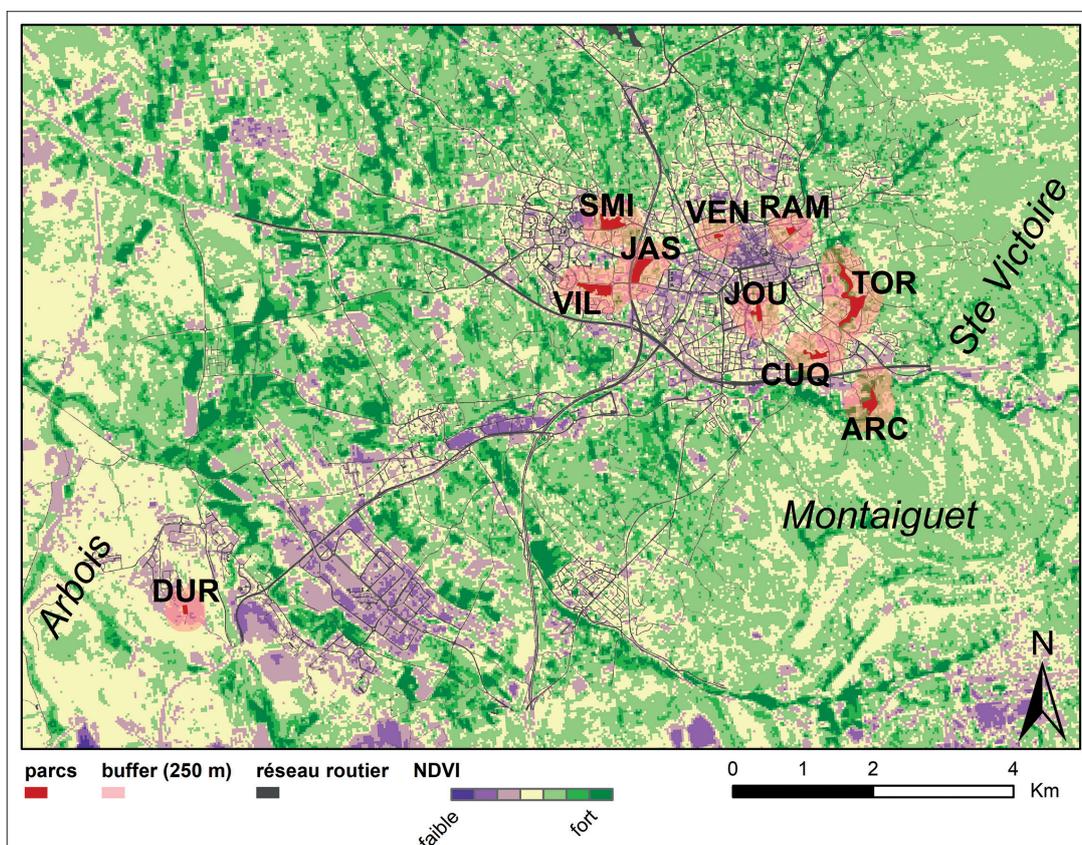


Figure 1 – Carte des parcs urbains de la ville d'Aix-en-Provence.

Le nom des parcs est indiqué par trois lettres : parc Christine-Bernard (ARC), parc des Collines de Cuques (CUQ), parc paysager des Restanques (DUR), parc de la Bastide Jas de Bouffan (JAS), parc Jourdan (JOU), parc Rambot (RAM), parc Saint-Mitre (SMI), promenade de la Torse (TOR), jardins du pavillon de Vendôme (VEN) et parc Gilbert-Villers (VIL).

Le nom des massifs naturels environnants est indiqué en italique.

une densité moyenne relativement faible (~ 780 hab./km<sup>2</sup>, soit 4 % de celle de Paris), bien qu'une majorité des habitants se concentrent sur une surface restreinte (environ 30 % du territoire artificialisé). Aix-en-Provence présente également une couverture arborée supérieure à la moyenne nationale (~ 28 % de patrimoine arboré en ville et 38 % sur l'ensemble du territoire communal, contre 18 % pour la moyenne nationale, Kermap 2021). En contrepartie, l'étalement urbain depuis 1990 y a été beaucoup plus intense que la moyenne nationale.

Les inventaires ont été réalisés dans les dix parcs de la ville gérés par la Direction des espaces verts (figure 1) : parc Christine-Bernard (ARC), parc des Collines de Cuques (CUQ), parc paysager des Restanques (DUR), parc de la Bastide Jas de Bouffan (JAS), parc Jourdan (JOU), parc Rambot (RAM), parc Saint-Mitre (SMI), promenade de la Torse (TOR), jardins du pavillon de Vendôme (VEN) et parc Gilbert-Vilers (VIL). Ces parcs reflètent une gamme de conditions locales variées (taux de végétation, éclairage artificiel, présence d'une étendue d'eau) et des contextes spatiaux diversifiés (localisation au sein de différentes formes urbaines, distance à des réservoirs de biodiversité).

### Caractérisation des communautés aviaires

Afin de caractériser les communautés d'oiseaux dans les parcs, nous avons effectué un suivi par points d'écoute de 10 minutes

(Shwartz *et al.* 2013), deux heures au maximum après le lever du soleil, période où les oiseaux sont les plus actifs (Jokimäki 1999), et dans des conditions météorologiques favorables (absence de pluie et de vent fort). Pour obtenir une bonne représentation des communautés tout en réduisant le risque de contacter plusieurs fois un même individu en deux points différents, le nombre de points a été ajusté à la surface de chacun des parcs (entre 4 et 9, tableau 1) en maintenant une distance minimale de 100 mètres entre deux points (Schoereder *et al.* 2004, Leveau 2013). Deux passages ont été réalisés au mois de mai et juin 2020, couvrant ainsi le pic d'activité des oiseaux nicheurs.

Du fait de contraintes logistiques liées au contexte sanitaire (Covid-19), le premier passage a été réalisé sous forme d'enregistrements avec un enregistreur AUDIOMOTH 1.1.0 réglé avec un taux d'échantillonnage de 48 kHz et un gain élevé, positionné à hauteur d'oreille humaine et orienté tour à tour vers les quatre points cardinaux pendant la durée d'écoute. Ces enregistrements ont été écoutés à l'oreille, avec le logiciel Audacity®, afin de procéder à l'identification des espèces (présence/absence uniquement). Notons que le rayon de détection est ici lié à la capacité de l'enregistreur et non dépendant du naturaliste comme dans les protocoles classiques ; nous avons toutefois écarté les chants ou cris perçus trop faiblement. Nous avons également omis les espèces survolant uniquement les parcs (ex : guêpiers d'Europe, martinets noirs). Le deuxième passage a quant à lui été réalisé

Tableau 1 – Variables de caractérisation des parcs et de leurs communautés d'oiseaux et de chauve-souris.

parcs	aire (ha)	NDVI parc	habitat potentiel	prop. bâti 250	NDVI 250	ndsi-655:725	dist. res. (m)	Nb. écoutes	SR	SR rar.	Activité		
											mai	juin	sept.
ARC	4,3	0,44	10	0,04	0,33	0,96	0	8	28	23	6 072	2 371	2 976
CUQ	2,4	0,33	7	0,16	0,26	0,72	800	6	23	23	2 261	1 232	1 304
DUR	1,3	0,22	3	0,12	0,19	0,31	600	4	8	7	170	54	130
JAS	5,3	0,40	8	0,15	0,23	-0,67	3 200	6	22	20	1 785	2 011	3 189
JOU	2,1	0,35	9	0,25	0,23	0,57	1 500	6	22	19	4 160	4 340	4 275
RAM	1,1	0,35	2	0,36	0,22	-0,04	900	3	19	19	3 207	1 710	539
SMI	5,3	0,41	6	0,17	0,27	-0,54	3 500	6	26	22	497	1 423	708
TOR	10,0	0,42	10	0,14	0,29	0,97	350	9	30	26	1 680	582	530
VEN	0,9	0,39	3	0,40	0,23	-0,35	1 800	3	15	14	1 632	878	1 127
VIL	5,8	0,33	5	0,14	0,22	-0,20	3 400	7	24	20	428	1 266	670

parcs : nom codifié des parcs ; aire : aire du parc en hectares ; NDVI : indice de végétation normalisé dans le parc (NDVI parc) ou dans les 250 m autour (NDVI 250) ; habitat potentiel : indice de complexité de l'habitat dans le parc (valeurs entre 0 et 10) ; prop. bâti 250 : proportion de surface bâtie dans les 250 m autour du parc ; ndsi-655:725 : indice acoustique de perturbation anthropique moyen entre 6 h 55 et 7 h 25 du matin ; dist. res. : distance à la réserve de biodiversité la plus proche, en mètres ; Nb. écoutes : nombre de points d'écoute réalisés à chaque passage (mai et juin) dans ce parc ; SR : richesse spécifique du parc en oiseaux et SR rar. cette même richesse standardisée ; Activité : le nombre de passages de chauves-souris comptabilisés pour chacun des trois suivis durant les mois de mai, juin et septembre.

directement à l'oreille dans les parcs. La liste des espèces présentes dans chaque parc résulte des écoutes cumulées lors des deux passages. Afin de tester si l'effort d'échantillonnage fourni était suffisant pour caractériser les communautés aviaires des différents parcs, nous avons analysé les courbes d'accumulation nombre de points d'écoute – nombre d'espèces (Chao & Jost 2012). Pour rendre les données comparables entre les parcs, nous avons ensuite standardisé les valeurs de richesse spécifique par une approche de raréfaction (ou ré-échantillonnage) au plus petit niveau de couverture (ici à 92 % de la richesse).

Nous avons également comparé la composition des communautés des différents parcs à l'aide d'une Analyse factorielle des correspondances et en calculant l'indice de dissimilarité de Jaccard pour chaque paire de parcs (ratio entre le nombre d'espèces présentes dans les deux parcs et le nombre d'espèces présentes dans l'un et/ou l'autre des parcs, Jaccard 1901) ainsi que la composante d'emboîtement de cet indice (Baselga 2012).

### Estimation du niveau d'activité des chiroptères

Afin de caractériser l'activité des chiroptères dans les parcs, nous avons effectué un suivi acoustique à l'aide d'enregistreurs de type AUDIOMOTH 1.1.0. Les enregistrements effectués sur une large gamme de fréquence (ici jusqu'à 384 kHz, gain élevé) capturent les cris émis par les chauves-souris pour chasser (écholocation) ou communiquer (cris sociaux). Nous avons suivi le protocole « point fixe » du programme Vigie-Chiro porté par le Muséum national d'histoire naturelle (MNHN 2021). Pour chaque parc, l'enregistreur a été fixé au cœur du parc entre 1 et 2,5 mètres de hauteur, et a enregistré en continu (par tronçons de 10 minutes) sur la nuit complète (de 30 minutes avant le coucher à 30 minutes après le lever du soleil). Les enregistrements ont été réalisés dans des conditions météorologiques favorables aux chiroptères, c'est-à-dire en l'absence de pluie, par vent et couverture nuageuse faibles et par des températures supérieures à 12 °C. Trois passages ont été réalisés au mois de mai, juin et septembre 2020, couvrant ainsi la période principale d'activité des chiroptères et comme recommandé par le programme Vigie-Chiro.

Les enregistrements ont ensuite été découpés en blocs de cinq secondes avec une expansion de temps d'un facteur 10, puis traités par le logiciel Tadarida (Bas *et al.* 2017). Cet outil permet de détecter automatiquement les cris de chauves-souris dans les enregistrements et de les associer à une espèce ou une famille taxonomique donnée avec un certain niveau de confiance (Kerbiriou *et al.* 2018). Il est alors possible de comptabiliser pour chaque espèce ou au global un nombre de « passages » – ce qui correspond à la détection d'un ou de plusieurs cris de chauve-souris au cours d'une séquence de cinq secondes (Millon *et al.* 2015) – par nuit d'enregistrement (soit ici 6 840 à 8 280 blocs de 5 secondes). N'ayant pas les compétences taxonomiques pour (in-) valider manuellement l'ensemble des taxons identifiés automatiquement, nous utilisons le nombre de passages par nuit comme indicateur d'activité globale de la communauté de chiroptères et de l'intensité d'usage au niveau du point d'écoute, plutôt que comme un indice d'abondance (Wickramasinghe *et al.* 2003). Nous avons conservé uniquement les passages identifiés avec un niveau de confiance supérieur à 0,8 (Barré *et al.* 2019).

### Caractérisation des parcs

Les parcs et leur contexte urbain ont été caractérisés par sept variables environnementales (tableau 1).

Trois variables visent à décrire le parc en lui-même :

- la surface du parc (avec transformation logarithme pour normaliser la distribution), sachant que les parcs plus grands abritent généralement une biodiversité plus riche (Fernández-Juricic 2000) ;
- la valeur moyenne de l'indice de végétation par différence normalisé (NDVI) dans le parc, indice qui a été calculé à partir d'une image Landsat 8 datant du 9 mai 2020 (résolution = 30 m) selon la formule  $NDVI = (PIR - R) / (PIR + R)$ , où PIR est la bande de Proche Infrarouge et R la bande Rouge (Blog SIG 2021). Le NDVI est compris entre -1 et 1, les valeurs positives correspondant aux formations végétales et les valeurs négatives à l'eau et aux surfaces bétonnées ;
- un indice de complexité de l'habitat à dire d'expert combinant cinq critères : la couverture de chacune des trois strates de végétation (herbacée, ligneux bas, ligneux haut), la diversité des espèces végétales, la diversité

des milieux représentés (ex. présence de vieux arbres, rivière...). Chaque critère est noté de 0 à 2, puis les critères sont sommés, donnant une note de 0 (potentiel d'habitat faible) à 10 (potentiel d'habitat fort) pour chacun des parcs.

Quatre variables visent à décrire le contexte urbain du parc :

- la proportion de surface bâtie dans les 250 mètres autour du parc, calculée sur la base de la BD TOPO (BD TOPO® v3, IGN 2019). Cette variable est fortement corrélée à la même proportion calculée dans les 500 m autour du parc (cor = 0,97), ainsi qu'avec la proportion en surface de routes dans les 250 m (cor = 0,63), deux variables non retenues. Cette variable caractérise les formes urbaines dominantes que l'on trouve en périphérie des parcs (comm. pers. Agence d'urbanisme du Pays d'Aix), avec la ville dense du centre-ville dont les proportions de bâti sont supérieures à 0,3 (2 parcs), le bâti isolé du périurbain dont les proportions sont inférieures à 0,1 (1 parc) et des valeurs intermédiaires pour la ville peu dense que l'on retrouve principalement dans la première couronne urbaine ;

- la valeur moyenne de l'indice de végétation par différence normalisé (NDVI) dans les 250 m autour du parc. Cette variable est fortement corrélée au NDVI moyen dans les 500 m (cor = 0,91), variable non retenue ;

- l'indice acoustique de perturbation anthropique ( $ndsi = (b - a) / (b + a)$ ) caractérise la part d'anthropophonie (a, les bruits générés par les activités humaines, typiquement entre 1 et 2 kHz) et de biophonie (b, les sons émis par la biodiversité, typiquement entre 2 et 9 kHz) au sein du paysage acoustique de chaque parc (Pijanowski *et al.* 2011). Cet indice a été calculé à partir des enregistrements décrits précédemment avec une résolution temporelle de une minute. Pour chaque parc, nous avons sélectionné une suite d'enregistrements réalisés sur une journée ouvrée du mois de mai 2020. Ceux-ci ont été ré-échantillonnés à 48 kHz avec le logiciel libre Voxengo R8brain V2.8 ©. Le ndsi décrit la dominance des activités anthropiques (valeurs négatives) ou de la biophonie (valeurs positives) dans le paysage sonore (Kasten *et al.* 2012). Il a été moyenné sur une fenêtre temporelle 6 h 55-7 h 25 qui correspond au début de pic d'activité anthropique dans la zone d'étude ;

- la distance euclidienne séparant le parc du réservoir de biodiversité le plus proche (Fernández-Juricic 2000). Ici nous avons considéré comme réservoir les trois gros

massifs de forêts et garrigues qui entourent la ville d'Aix-en-Provence : la Sainte-Victoire à l'est, le Montaiguet au sud et l'Arbois à l'ouest. Cette variable a été normalisée avec une transformation en racine carrée.

D'autres variables auraient pu être incluses pour mieux comprendre les patrons de biodiversité observés – telles que l'ancienneté du parc et du quartier (Fernández-Juricic 2000), la présence d'eau (rivière, étang, fontaine), la présence d'éclairage artificiel (Voigt & Lewanzik 2011), ou encore un indicateur de gestion au sein des parcs – mais ces variables n'étaient soit pas accessibles, soit de sources trop hétérogènes, ou menant à des distributions de valeurs trop biaisées du fait du faible nombre de parcs existants dans la ville (N = 10).

Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée afin d'analyser les relations entre ces différentes variables.

## Analyses statistiques

Afin de tester l'effet des caractéristiques des parcs sur la richesse de l'avifaune des parcs, nous avons utilisé des modèles linéaires généralisés reliant la richesse spécifique raréfiée comme variable de réponse et les différentes variables de description des parcs comme variables explicatives. La richesse raréfiée ne s'éloignant pas d'une distribution normale (test de Shapiro-Wilk,  $W = 0,87512$ ,  $p$ -value = 0,1147), nous avons conservé un modèle gaussien. Nous avons ensuite comparé ces modèles sur la base de leur AIC (critère d'information d'Akaike) pour identifier les variables ayant un effet significatif.

Afin de tester l'effet des caractéristiques des parcs sur l'activité de la chirofaune, nous avons utilisé des modèles linéaires mixtes reliant le nombre de passages comptabilisés comme variable de réponse, le parc comme facteur aléatoire (pour intégrer les trois mesures répétées dans chacun d'eux) et les différentes variables de description des parcs comme facteurs fixes. Le nombre de passage a été normalisé à l'aide d'une transformation racine carrée (test de Shapiro-Wilk,  $W = 0,97771$ ,  $p$ -value = 0,7621). Nous avons ensuite comparé ces modèles avec facteurs fixes avec un modèle « intercept » grâce à des tests de rapport de vraisemblance (fonction « anova »). Les modèles ont pour cela été calibrés avec la méthode du maximum de vraisemblance (Bolker *et al.* 2009).

Étant donné le faible nombre de parcs (N = 10), et donc de degrés de liberté dans les modèles, nous avons effectué les modèles (oiseaux et chauves-souris) avec chaque variable séparément. Les modèles ont été calculés avec et sans le parc DUR qui présente des valeurs de richesse et d'activité beaucoup plus faibles que les autres parcs.

Les analyses cartographiques ont été réalisées avec Qgis3 (QGIS Development Team 2021) et ArcGIS 10.3.1 © et les statistiques avec R (version 4.0.0) (R Core Team 2021).

## Résultats

### Caractérisation des parcs et de leur contexte

Les parcs étudiés se distinguent le long de deux axes principaux de l'ACP des variables environnementales (Annexe, figure A1) représentant respectivement 53 % et 25 % de la variance. Le premier axe est principalement expliqué par le contexte autour du parc (NDVI dans les 250 mètres et proportion de bâti), mais aussi par les conditions au sein du parc (potentiel d'habitat, NDVI moyen, aire). Le deuxième axe est tiré positivement par la localisation du parc dans la ville, en particulier la distance à un réservoir de biodiversité, et négativement par la pollution sonore. Les parcs de la ville forment un continuum de conditions avec à une extrémité les parcs RAM et VEN de plein centre-ville, et à l'autre les parcs TOR et ARC de périphérie. Les parcs

intermédiaires sont entourés de tissu urbain dense, mais se situent en périphérie du vieux centre. Ils ont des surfaces et des potentiels d'habitat intermédiaires et se distinguent par leur position dans la ville, soit très éloignée (VIL, SMI), soit assez proche des grands réservoirs de biodiversité et éloignées des principales sources de pollution sonores (autoroutes, centres commerciaux). Le parc DUR se distingue des autres par sa très petite taille, mais aussi le fait qu'il se situe dans un quartier récent à proximité des réservoirs de biodiversité.

### Caractérisation des communautés aviaires

En 116 points d'écoute (répartis en deux sessions), nous avons contacté un total de 39 espèces d'oiseaux appartenant à 20 familles différentes (tableau 2) ; cela représente un niveau de couverture d'échantillonnage global de 99,7 % de la richesse, cette couverture variant entre sites de 92 (CUQ) à 97 % (ARC) (Annexe, figure A2). Certaines espèces fréquentent l'ensemble des parcs comme la pie bavarde (*Pica pica*) ou le chardonneret élégant (*Carduelis carduelis*), d'autres n'ont été observées que dans un ou deux parcs comme le loriot d'Europe (*Oriolus oriolus*), le troglodyte mignon (*Troglodytes troglodytes*), le pic épeiche (*Dendrocopos major*) ou la gallinule poule d'eau (*Gallinula chloropus*).

On distingue quatre groupes de parcs qui diffèrent par leurs communautés (figure 2). Les

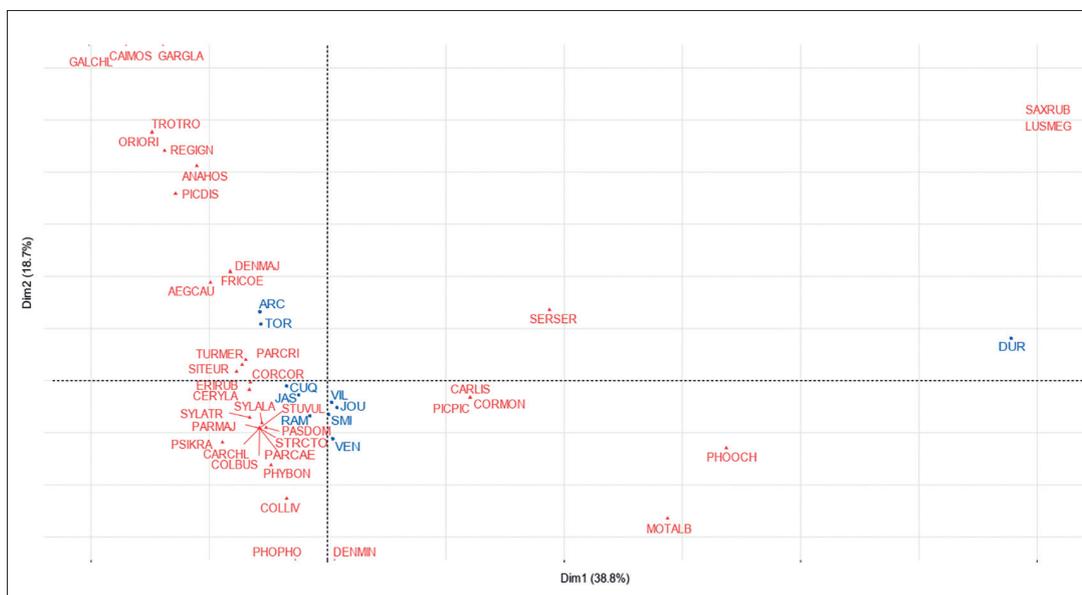


Figure 2 – Analyse factorielle des correspondances (AFC) sur les communautés d'oiseaux dans les parcs. Les espèces (étiquettes et triangles rouges, codes dans tableau 2) et les parcs (étiquettes et points bleus) sont positionnés le long des deux premiers axes de l'AFC.

Tableau 2 – Liste des espèces d'oiseaux contactées dans les parcs

Code	Nom latin	Nom vernaculaire	ARC	CUQ	DUR	JAS	JOU	RAM	SMI	TOR	VEN	VIL
AEGCAU	<i>Aegithalos caudatus</i> L.	Mésange à longue queue	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0
ANAHOS	<i>Anas platyrhynchos</i> L.	Canard colvert	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1
CAIMOS	<i>Cairina moschata</i> L.	Canard de barbarie	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
CARCHL	<i>Carduelis chloris</i> L.	Verdier d'Europe	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
CARLIS	<i>Carduelis carduelis</i> L.	Chardonneret élégant	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
CERYLA	<i>Certhia brachydactyla</i> Brehm	Grimpeur des jardins	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1
COLBUS	<i>Columba palumbus</i> L.	Pigeon ramier	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
COLLIV	<i>Columba livia</i> Gmelin	Pigeon biset	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1
CORCOR	<i>Corvus corone</i> L.	Corneille noire	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1
CORMON	<i>Coloeus monedula</i> L.	Choucas des tours	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
DENMAJ	<i>Dendrocopos major</i> L.	Pic épeiche	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1
DENMIN	<i>Dendrocopos minor</i> L.	Pic épeichette	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
ERIRUB	<i>Erithacus rubecula</i> L.	Rouge-gorge familier	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1
FRICOE	<i>Fringilla coelebs</i> L.	Pinson des arbres	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1
GALCHL	<i>Gallinula chloropus</i> L.	Gallinule poule d'eau	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GARGLA	<i>Garrulus glandarius</i> L.	Geai des chênes	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
LUSMEG	<i>Luscinia megarhynchos</i> Brehm	Rossignol philomèle	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
MOTALB	<i>Motacilla alba</i> L.	Bergeronnette grise	0	0	1	0	1	1	1	0	1	1
ORIORI	<i>Oriolus oriolus</i> L.	Loriot d'Europe	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0
PARCAE	<i>Cyanistes caeruleus</i> L.	Mésange bleue	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
PARCRI	<i>Parus cristatus</i> L.	Mésange hupée	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1
PARMAJ	<i>Parus major</i> L.	Mésange charbonnière	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
PASDOM	<i>Passer domesticus</i> L.	Moineau domestique	0	1	0	1	1	0	1	1	0	1
PHOOCH	<i>Phoenicurus ochruros</i> Gmelin	Rougequeue noir	0	0	1	1	1	0	1	0	0	1
PHOPHO	<i>Phoenicurus phoenicurus</i> L.	Rougequeue à front blanc	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1
PHYBON	<i>Phylloscopus bonelli</i> Vieillot	Pouillot de Bonelli	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
PICDIS	<i>Picus viridis</i> L.	Pic-vert	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0
PICPIC	<i>Pica pica</i> L.	Pie bavarde	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
PSIKRA	<i>Psittacula krameri</i> Scopoli	Perruche à collier	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
REGIGN	<i>Regulus ignicapillus</i> Temminck	Roitelet à triple bandeau	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0
SAXRUB	<i>Saxicola rubetra</i> L.	Tarier des prés	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
SERSER	<i>Serinus serinus</i> L.	Serin cini	1	1	1	0	1	0	1	1	0	1
SITEUR	<i>Sitta europaea</i> L.	Sittelle torchepot	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0
STRCTO	<i>Streptopelia decaocto</i> Frivaldszky	Tourterelle turque	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
STUVUL	<i>Sturnus vulgaris</i> L.	Étourneau sansonnet	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
SYLALA	<i>Sylvia melanocephala</i> Gmelin	Fauvette mélanocéphale	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1
SYLATR	<i>Sylvia atricapilla</i> L.	Fauvette à tête noire	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0
TROTRO	<i>Troglodytes troglodytes</i> L.	Troglodyte mignon	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0
TURMER	<i>Turdus merula</i> L.	Merle noir	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0

parcs ARC et TOR – les deux parcs les plus grands, avec les plus forts potentiels d'habitat et les plus périphériques (bâti moins dense, pollution sonore plus faible) – accueillent les communautés les plus riches (28 et 30 espèces observées, tableau 1) et certaines espèces que l'on ne retrouve pas dans les autres parcs (*Oriolus oriolus*, *Troglodytes troglodytes*, geai des chênes – *Garrulus glandarius*). Les parcs VEN et RAM – les deux parcs situés dans le

tissu urbain le plus dense (proportion de bâti forte, éloignement aux réservoirs, potentiel d'habitat faible) – accueillent les communautés les moins riches (15 et 19 espèces observées) et principalement des espèces généralistes (choucas des tours – *Corvus monedula* –, pigeon biset – *Columba livia* –, mésange charbonnière – *Parus major*) que l'on retrouve également dans les autres parcs. La composition de ces communautés est

**Tableau 3 – Comparaison des modèles expliquant la richesse observée des oiseaux dans les parcs. Modèles linéaires reliant la richesse raréfiée en oiseaux comme variable de réponse et les paramètres descriptifs des parcs comme variables explicatives.**

Variables explicatives	t-value	Pr(> t )	dev. nulle	dev. resid.	AIC
<b>Modèles avec tous les parcs</b>					
~ 1					64,9
~ NDVI 250 ^2	4,2	0,0042	260,1	38,4	49,8
~ NDVI parc	3,2	0,0121	260,1	113	58,6
~ NDVI 250	3,1	0,0134	260,1	115,8	58,9
~ aire	2,9	0,0211	260,1	128,5	59,9
~ habitat potentiel	2,7	0,02832	260,1	137,5	60,6
~ ndsi-655:725	0,8	0,417	260,1	238,3	66,1
~ prop. bâti 250	-0,8	0,454967	260,1	241,5	66,2
~ dist res.	-0,2	0,821063	260,1	258,3	66,9
<b>Modèles sans le parc DUR</b>					
~1					50,5
~ aire	3,3	0,0136	92	36,3	44,1
~ prop.bâti 250	-3,2	0,0144	92	36,9	44,2
~ NDVI 250 ^2	1,9	0,111	92	31,9	44,9
~ NDVI 250	2,6	0,0366	92	47,2	46,4
~ habitat potentiel	2,5	0,0427	92	49,1	46,8
~ ndsi-655:725	1,9	0,0942	92	59,9	48,6
~ dist res.	-1,2	0,256	92	75,5	50,7
~ NDVI parc	0,8	0,433	92	83,7	51,6

dev. : déviance nulle ou résiduelle (resid.) du modèle ; aire : aire du parc en hectares ; NDVI : indice de végétation normalisé dans le parc (NDVI parc) ou dans les 250 m autour (NDVI 250) ; habitat potentiel : indice de complexité de l'habitat dans le parc (valeurs entre 0 et 10) ; prop. bâti 250 : proportion de surface bâtie dans les 250 m autour du parc ; ndsi-655:725 : indice acoustique de perturbation anthropique moyen entre 6 h 55 et 7 h 25 du matin ; dist. res. : distance à la réserve de biodiversité la plus proche, en mètres.

partiellement emboîtée dans celle des parcs les plus grands (Annexe, tableau A1). Les parcs VIL, SMI, JOU, CUQ, JAS accueillent des communautés intermédiaires entre les deux groupes précédents à la fois en termes de richesse et de composition. La plupart des espèces de ces parcs se retrouvent également dans les parcs ARC ou TOR, excepté le pouillot de Bonelli (*Phylloscopus bonelli*) et la perruche à collier (*Psittacula krameri*). Le parc DUR présente une richesse plus faible que les autres parcs, et se distingue également par la composition de sa communauté puisque c'est le seul parc dans lequel le tarier pâtre (*Saxicola rubicola*) et le rossignol philomèle (*Luscinia megarhynchos*) ont été contactés.

En ce qui concerne les différences de richesse spécifique (ici richesse raréfiée) entre les parcs, celles-ci semblent s'expliquer du fait de trois facteurs principaux (tableau 3) : 1) la richesse augmente avec l'aire du parc, 2) la richesse augmente avec le potentiel d'habitat, 3) la richesse augmente avec le NDVI moyen autour du parc (la relation avec le NDVI dans le parc n'est significative que quand le

parc DUR est omis des analyses). De plus, la richesse diminue avec la proportion de bâti autour du parc quand on omet le parc DUR et elle diminue de manière marginale avec la pollution sonore. Il n'y a pas d'effet de la distance au réservoir de biodiversité le plus proche.

### Estimation du niveau d'activité des chiroptères

En 30 nuits d'enregistrements nous avons capté plus de 53 000 passages de chiroptères (sur 5 secondes), avec une très grande hétérogénéité entre les parcs (70 % de la variance du nombre de passages entre nuits) malgré des conditions d'échantillonnage les plus standardisées possibles, et également une hétérogénéité entre les différents passages au sein d'un même parc (30 %) (tableau 1 et Annexe, figure A3). On retrouve un très grand nombre de passages (45 %) dans deux parcs (ARC et JOU), un nombre important dans trois autres parcs (CUQ, JAS, RAM) et un nombre beaucoup plus restreint dans les cinq autres. On ne retrouve pas par contre de

**Tableau 4 – Comparaison des modèles expliquant l’activité observée des chauves-souris dans les parcs. Modèles linéaires mixtes reliant l’activité des chauves-souris comme variable de réponse et les paramètres descriptifs des parcs comme variables explicatives fixes, ainsi que le parc (3 passages) comme facteur aléatoire.**

Variables explicatives	df	AIC	logLik	L.Ratio	p-value
<b>Modèles avec tous les parcs</b>					
~ 1	3	246,5	- 120,2		
~ aire	4	248,5	- 120,2	0,02	0,88
~ NDVI parc	4	245,0	- 118,5	3,46	0,06*
~ habitat potentiel	4	244,5	- 118,2	3,99	0,04*
~ prop. bâti 250	4	248,5	- 120,2	0,009	0,92
~ NDVI 250	4	246,7	- 119,3	1,79	0,18
~ ndsi-655:725	4	247,9	- 119,9	0,63	0,43
~ dist. res.	4	248,1	- 120,0	0,40	0,52
<b>Modèles sans le parc DUR</b>					
~ 1	3	239,7	- 116,8		
~ aire	4	241,6	- 116,8	0,02	0,87
~ NDVI parc	4	238,1	- 115,1	3,52	0,06*
~ habitat potentiel	4	237,6	- 114,8	4,05	0,04*
~ prop. bâti 250	4	241,7	- 116,8	0,003	0,96
~ NDVI 250	4	239,7	- 115,8	1,97	0,16
~ ndsi-655:725	4	240,9	- 116,5	0,68	0,41
~ dist. res.	4	241,2	- 116,6	0,48	0,49

df : le nombre de degrés de liberté des modèles ; AIC : Le critère d’information de Akaike ; logLik : le logarithme de la vraisemblance du modèle ; L.Ratio : tests de rapport de vraisemblance pour des modèles emboîtés ; p-value : associée au test de rapport de vraisemblance ; \* = significatif au seuil 0,06 ; aire : l’aire du parc en hectares ; NDVI : indice de végétation normalisé dans le parc (NDVI parc) ou dans les 250 m autour (NDVI 250) ; habitat potentiel : l’indice de complexité de l’habitat dans le parc (valeurs entre 0 et 10) ; prop. bâti 250 : la proportion de surface bâtie dans les 250 m autour du parc ; ndsi-655:725 : indice acoustique de perturbation anthropique moyen entre 6 h 55 et 7 h 25 du matin ; dist. res. : distance à la réserve de biodiversité la plus proche, en mètres.

différences nettes entre les dates de passage (mai, juin ou septembre).

Les différences en termes de nombre de passages par nuit ne sont pas expliquées par les caractéristiques des parcs ni leur contexte au sein de la ville. Seules les variables de moyenne du NDVI dans le parc et de potentiel d’habitat ont un effet positif marginal sur l’activité des chiroptères (tableau 4).

## Discussion

### Structure des communautés aviaires des parcs d’Aix-en-Provence

En 20 heures d’écoute dans les parcs de la ville d’Aix-en-Provence, nous avons contacté 39 espèces, et obtenu un échantillonnage robuste des communautés. En termes de richesse spécifique, cela place la ville au niveau

d’Angers – une ville au nombre d’habitants équivalent – et au-dessus de Marseille, avec des communautés typiques des villes européennes (Marchetti & Gallner 1976 ; Clergeau *et al.* 2006). Les espèces contactées reflètent une grande diversité en termes de besoins en habitats et en ressources alimentaires.

D’une manière générale, nous confirmons l’homogénéisation des communautés de la périphérie vers le centre-ville (Clergeau *et al.* 2006 ; Devictor *et al.* 2007 ; Morelli *et al.* 2020). Cette homogénéisation s’explique par l’absence d’espèces spécialistes en milieu urbain (Nielsen *et al.* 2014 ; Morelli *et al.* 2020) – comme celles dépendantes de la présence d’eau (ex. canard colvert – *Anas platyrhynchos*), de vieux arbres (ex. pic-vert – *Picus viridis*), ou de strates basses de végétation pour nicher (ex. fauvette à tête noire – *Sylvia atricapilla*) – qui ont été rencontrées principalement dans les parcs périurbains (TOR, ARC), alors que les espèces généralistes comme le choucas des tours (*Corvus monedula*) ou le pigeon biset (*Columba livia*) sont rencontrées dans la plupart des parcs. Les espèces spécialistes ont besoin d’environnements stables, tandis que les espèces généralistes peuvent s’habituer aux environnements fortement perturbés que sont les milieux urbains (Devictor *et al.* 2007, Croci *et al.* 2008). La composition des communautés du centre-ville est globalement emboîtée dans celle des autres parcs (Callaghan *et al.* 2019a).

Le parc de la Duranne (DUR) se distingue des autres en termes de composition et de richesse de son avifaune ; cela peut s’expliquer par sa petite taille, sa localisation en milieu de type garrigue (alors que les parcs TOR et ARC sont à dominante ripisylve), son isolement géographique (quartier périphérique) et sa végétation peu développée du fait de sa création récente (2019). À ce sujet, Fernández-Juricic (2000) a montré que les effets combinés de l’isolement et de la matrice urbaine étaient plus prononcés dans les parcs récents, influençant plus fortement leur communauté du fait de leur faible complexité et diversité d’habitat.

### Effets des caractéristiques des parcs et du contexte urbain multi-échelles sur l’avifaune

De nombreuses études ont montré que la diversité des oiseaux nicheurs au sein des parcs ou d’autres espaces à caractère de nature dans la ville dépend à la fois de leurs

caractéristiques propres et du contexte local (quartier) et global (positionnement dans la ville) dans lequel ils se trouvent. Nos résultats sont en accord avec cette littérature.

En particulier, plus le parc est grand plus la richesse spécifique augmente (Fernández-Juricic, 2000, Beninde *et al.* 2015), mais également plus les habitats disponibles sont diversifiés et plus la richesse augmente (Jokimäki 1999, Beninde *et al.* 2015, Callaghan *et al.* 2019a et 2019b). Les deux facteurs (aire et diversité en habitats) ne sont pas nécessairement indépendants, car on peut s'attendre à ce que les parcs les plus grands soient également ceux donnant lieu à une plus grande disponibilité des ressources alimentaires et d'opportunités de nidification pour les espèces (Cornelis & Hermy, 2004). Dans notre cas et avec notre échantillon de petite taille (10 parcs), nous ne pouvons pas faire la part entre ces deux effets, les parcs les plus petits étant également ceux qui présentent un potentiel en habitats le plus faible et qui sont localisés dans le centre-ville. Nous n'avons pas pu tester statistiquement l'effet de la présence d'eau (Ibáñez-Álamo *et al.* 2020), car dans dix parcs cette variable est très hétérogène avec un parc dans lequel il y a un lac avec végétation, un dans lequel il y a un étang sans végétation, deux qui suivent une ripisylve, et trois qui abritent des fontaines plus ou moins grandes. Cependant il est évident que le lac (VIL) et les ripisylves (ARC et TOR) sont propices à la présence d'espèces spécialistes telles que *Gallinula chloropus*, ou encore le héron cendré – *Ardea cinerea L.* – et le martin-pêcheur d'Europe – *Alcedo atthis L.* (deux espèces présentes mais non contactées lors de cette étude). Dans les parcs qui présentent les habitats correspondants, on retrouve également un certain nombre d'espèces associées aux vieux arbres, tels que la sittelle d'Europe (*Sitta europea*), les pics (comme le pic épeiche, *Dendrocopos major*), ou encore le grimpeur des jardins (*Certhia brachydactyla*) (Canedoli *et al.* 2018) ; mais aussi des espèces associées aux pelouses comme la bergeronnette grise (*Motacilla alba*), ou aux zones buissonneuses denses comme la fauvette mélanocéphale (*Sylvia melanocephala*). Nous n'avons pas non plus pu tester l'effet de la gestion en tant que telle, car là encore les parcs gérés les plus intensément (tonte, arrosage, suppression de la litière, élagage) sont les plus petits et ceux qui se trouvent dans le centre-ville (Beninde *et al.* 2015). Toutefois, il serait intéressant de quantifier les nouvelles pratiques de gestion différenciée qui se mettent en place depuis

quelques années au sein des parcs de la ville d'Aix-en-Provence pour pouvoir tester leur effet potentiel sur la biodiversité.

En ce qui concerne le contexte des parcs, nos résultats montrent également que la richesse spécifique augmente avec la quantité de végétation présente dans les 250 mètres autour du parc (NDVI moyen) et diminue avec la densité de bâti dans cette même surface. La présence de jardins privés, ou d'autres espaces à caractère de nature autour des parcs tend à augmenter la disponibilité et la diversité en ressources et en habitat, permettant ainsi de soutenir une diversité plus grande d'espèces (Beninde *et al.* 2015, Schütz & Schulze 2015). Cette végétation autour du parc peut également servir de corridor au sein de la ville, permettant aux organismes de se déplacer entre les zones d'habitat (Beninde *et al.* 2015, Piano *et al.* 2020). Faire la distinction entre ces effets nécessiterait d'avoir plus de parcs qui présentent l'un ou l'autre de ces effets séparément. De plus, nous n'avons pas trouvé d'effet significatif de la distance aux réservoirs de biodiversité sur la richesse observée dans les parcs. Pourtant il est intéressant de noter que RAM abrite une communauté plus riche que VEN alors que ces deux parcs ont des caractéristiques comparables si ce n'est la distance au massif de Bibémus/Sainte-Victoire qui est plus faible pour le premier. Le parc RAM est d'ailleurs relié par une succession de petits espaces verts à ceux de la TOR et de l'ARC ainsi qu'au bois de la Cortésine. De même les parcs JOU et CUQ sont équivalents à ceux de SMI, VIL et JAS en termes de richesse alors même qu'ils sont deux fois plus petits ; cela peut être dû à leur proximité et à leur accessibilité depuis les parcs de la TOR et de l'ARC et les massifs environnants. C'est d'ailleurs cette succession de parcs proches les uns des autres et les jalons verts entre ceux-ci qui sont en cours d'aménagement pour devenir le « Parc naturel urbain » d'Aix-en-Provence. Nos résultats mettent également en évidence un effet marginal de la pollution sonore sur les communautés aviaires, les parcs les moins pollués par le bruit des activités humaines sont également ceux qui accueillent les communautés les plus riches (Francis *et al.* 2011). Si nous avons testé l'effet de cette variable, c'est également parce que d'autres indices acoustiques peuvent être reliés à la biodiversité observée (Bradfer-Lawrence *et al.* 2020) et à l'effet de différents types de perturbations sur celle-ci (Gasc *et al.* 2018) ; ces indices acoustiques pouvant alors servir d'indicateurs

pour les gestionnaires des écosystèmes. Dans cette étude, nous n'avons cependant trouvé aucun lien entre les indices de diversité acoustique et la richesse des communautés aviaires (résultats non montrés).

Nos résultats sur l'avifaune sont globalement en accord avec les recommandations que l'on retrouve dans les guides d'urbanisme pour apprécier rapidement la qualité écologique potentielle d'un espace (A'urba 2016). Nos résultats montrent en effet l'importance des caractéristiques du parc en lui-même, et en particulier la nécessité de maintenir ou de recréer une diversité en habitats et en ressources pour les espèces dans les parcs. Ils montrent également l'importance équivalente entre les caractéristiques du parc et le contexte dans lequel celui-ci se trouve, suggérant ainsi qu'on ne peut dissocier le travail des aménageurs des parcs (Service des espaces verts) de celui des gestionnaires de la ville (agence d'urbanisme), qui doivent travailler main dans la main sur ces questions. Par contre, on notera la difficulté qu'il peut y avoir à caractériser la position du parc (ou de l'espace à caractère de nature) dans la ville. En effet, si la distance à un réservoir de biodiversité est une mesure souvent rencontrée dans la littérature (Beninde *et al.* 2015), cette notion reste vague et difficile à quantifier du fait que les distances biologiques (ce que les organismes vont parcourir en fonction de ce qu'ils perçoivent de l'environnement) sont souvent assez éloignées des distances euclidiennes (Verbeylen *et al.* 2003) et que la délimitation précise des réservoirs de biodiversité sur une carte reste quelque chose de très arbitraire.

### Comparaison des réponses de l'avifaune et de la chirofaune

Dans les dix parcs d'Aix-en-Provence, nous avons trouvé une activité acoustique des chauves-souris de correcte à forte si l'on compare nos observations au référentiel d'activité du projet Vigie Chiro (MNHN 2021). Parmi les passages détectés, on suppose une activité importante de la pipistrelle de Kuhl, *Pipistrellus kuhlii* N. (~ 50 % des passages, Tzortzakaki *et al.* 2019) et d'autres espèces de pipistrelles (*Pipistrellus pipistrellus* S. et *Pipistrellus pygmaeus* L.) et une contribution forte de la noctule de Leisler, *Nyctalus Lesleiri* K. (~ 8 %). En effet, pour ces espèces, des probabilités de détection au-dessus de 0,8 (seuil que nous avons choisi ici) n'impliquent que très rarement des faux positifs (Barré *et al.*

2019), de plus ce sont des espèces connues pour leur tolérance aux conditions des milieux urbains, et en particulier à l'éclairage artificiel (Azam *et al.* 2015, Jung & Threlfall 2018, Gili *et al.* 2020).

Les patrons d'activité des chauves-souris au sein des parcs étaient relativement différents des patrons de richesse en oiseaux. Même si les deux indicateurs de richesse et activité ne signifient pas la même chose (l'activité est une mesure d'usage du milieu par les individus, quelle que soit leur espèce), ils peuvent tous deux s'interpréter comme un indicateur de qualité écologique du parc. Or d'après nos résultats, ce ne sont pas les parcs les plus riches en oiseaux qui présentent les plus fortes activités en chauves-souris et inversement. D'ailleurs, seule la disponibilité potentielle en habitat et le recouvrement en végétation du parc (NDVI moyen) ont un effet marginal sur le taux d'activité des chauves-souris, les autres facteurs explicatifs que nous avons testés n'ayant pas d'effet. On se serait attendu pourtant à un fort effet de l'habitat potentiel, car il prend en compte la présence d'eau dans le parc et la complexité de la végétation, des facteurs connus pour leur importance pour les chauves-souris (Threlfall *et al.* 2016, Gili *et al.* 2020). Au contraire, le parc JOU, parc du centre-ville et enchâssé dans la ville dense, présente en moyenne une activité équivalente à la ripisylve de l'ARC. Le parc TOR présente, lui, une activité beaucoup plus faible de chauves-souris qui pourrait être due à un moins bon état de conservation de la ripisylve (Scott *et al.* 2010). Dans la même veine, on se serait également attendu à un effet plus fort de la densité en bâti autour du parc, mais certaines études ont montré un effet non linéaire de cette variable avec une dégradation nette de l'activité des chauves-souris au-delà de 60 % de bâti (Hale *et al.* 2012), nos parcs étant plutôt dans la gamme 0.04 à 40 % de bâti.

Une autre raison pour laquelle nous trouvons peu d'effet des caractéristiques des parcs sur l'activité des chauves-souris est le fait que celles-ci sont capables de parcourir des distances importantes pour relier leur gîte à leurs territoires de chasse (ex. moyenne de la distance maximale de 4,2 km pour la noctule de Leisler, Waters *et al.* 1999). De ce fait, ce ne seraient pas les conditions du parc en lui-même qui joueraient le rôle le plus important sur la chirofaune, mais plutôt le contexte paysager large et les continuités écologiques (trames) qui permettraient aux individus d'exploiter différents gîtes et territoires de chasse bien

reliés. Par exemple l'activité forte retrouvée dans le parc JOU pourrait s'expliquer par des continuités écologiques mieux marquées entre ce parc, d'autres parcs (ARC, TOR) et les massifs environnants qu'entre les parcs VIL, SMI et JAS par exemple (continuités d'ailleurs aujourd'hui développées par la ville dans son Parc naturel urbain). Il a été montré dans d'autres villes que les continuités végétales (alignements d'arbres ininterrompus) pouvaient être favorables aux chauves-souris (Hale *et al.* 2012), même s'il n'y a pas de consensus sur cette question (Oprea *et al.* 2009). Cela semble pourtant contredire la faible activité retrouvée dans le parc TOR qui fait également partie de ces continuités. La forte activité du parc JOU pourrait également s'expliquer par une forte densité de micro-habitats à proximité du parc, le quartier avoisinant étant un quartier résidentiel assez ancien, abritant de vieux bâtiments et de vieux arbres (Threlfall *et al.* 2016, Russo & Ancillotto 2015). Cette même raison pourrait également expliquer la relativement forte activité (en regard de leur surface et de leur couverture végétale) de chauves-souris observée dans les parcs de l'extrême centre (VEN et RAM).

D'autres facteurs que nous n'avons pas pris en compte, comme l'éclairage nocturne artificiel, sont connus pour avoir un effet majeur sur les communautés de chiroptères et leur activité (Voigt & Lewanzik 2011). Cependant, nous n'avons pas pu prendre en compte ce facteur par manque de données, et du fait de l'hétérogénéité de cette variable dans nos parcs ; en effet deux parcs que nous avons suivis sur les dix possèdent un éclairage urbain, dont JOU qui est celui dans lequel nous avons observé la plus grande activité de chauves-souris. Cet effet de l'éclairage nocturne sur les chauves-souris est de plus très variable entre les espèces et dépend du contexte arboré qui peut tamponner l'effet négatif de la luminosité artificielle (Straka *et al.* 2019).

En fin de compte, la réponse des chauves-souris aux parcs urbains de la ville d'Aix-en-Provence offre une image beaucoup moins claire que celle des oiseaux, et des conclusions très différentes sur ce qui est potentiellement « bien » en termes de gestion ou de configuration de la ville pour la biodiversité. Ce résultat est en accord avec un grand nombre d'études précédentes mettant en évidence que l'étude d'un taxon donné ne peut pas servir de garantie pour l'ensemble de la biodiversité et qu'il est intéressant de mettre en place des approches multi-taxons (Brasehler *et al.* 2020).

## Conclusion

Cette étude a permis d'obtenir un premier aperçu sur la structure des communautés d'oiseaux et de chauves-souris de la ville d'Aix-en-Provence. Les résultats confirment pour le cas d'Aix-en-Provence que la question de la biodiversité en ville doit être posée en considérant plusieurs échelles spatiales imbriquées (parc, quartier, ville, agglo) et également à travers les besoins en habitats et en ressources de taxons multiples. Malgré l'hétérogénéité de nos résultats, il ressort de manière nette que le potentiel d'habitats (eau, vieux arbres, diversité végétale, strates multiples) et la couverture de la végétation dans et autour du parc sont une dimension critique pour l'aménagement et la gestion de la ville. Maintenir et restaurer ce potentiel dans l'ensemble des parcs pourrait être un fil conducteur fort pour les différents projets en cours tels que la requalification du parc JOU, la remise en eau des canaux dans le parc SMI, ou la mise en œuvre des continuités dans le cadre du Parc naturel urbain. Ce tableau devra nécessairement se poursuivre par l'analyse de la réponse d'autres compartiments de la biodiversité (ex. pollinisateurs, décomposeurs) afin de fournir aux partenaires une image plus globale de la biodiversité dans la ville.

## Remerciements

Nous remercions Sandrine Rouden et Didier Pauner du Service des espaces verts de la ville d'Aix-en-Provence, pour leur soutien logistique et leurs réponses à nos questions concernant les parcs et leur gestion ; les jardiniers de ce même service pour leur accueil au sein des parcs. Nous remercions également : Ludovic Verre, Alexandra Sonntag et Axel Bonnardel de l'Agence d'urbanisme du Pays d'Aix ainsi que Céline Montherat et Yves Dutour du Museum d'histoire naturelle d'Aix pour leur soutien logistique et pour la communication autour de ce projet. Benoît Romeyer pour son aide concernant l'historique de la ville. Alexandre Millon pour son aide à l'identification de l'avifaune. Amandine Gasc pour ses conseils en éco-acoustique. Jean-Noël Consalez et Bruno Vila pour leurs idées au démarrage du projet. Olivier Blight et Magali Deschamps-Cotin pour leurs remarques sur ce manuscrit. Ce travail n'a pas reçu de financement.

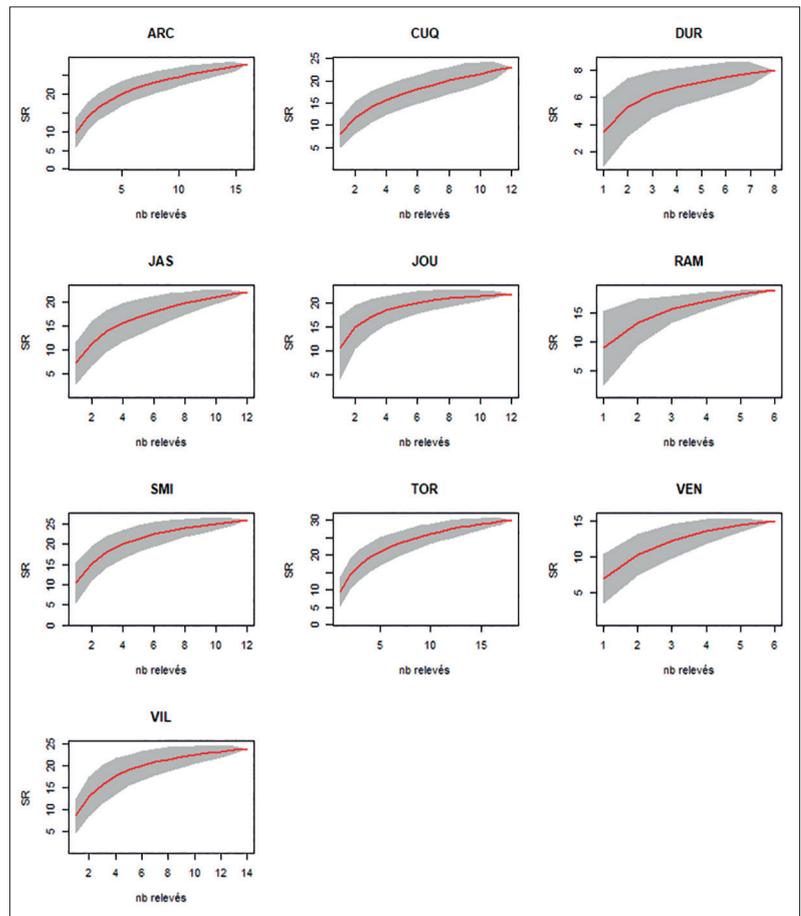
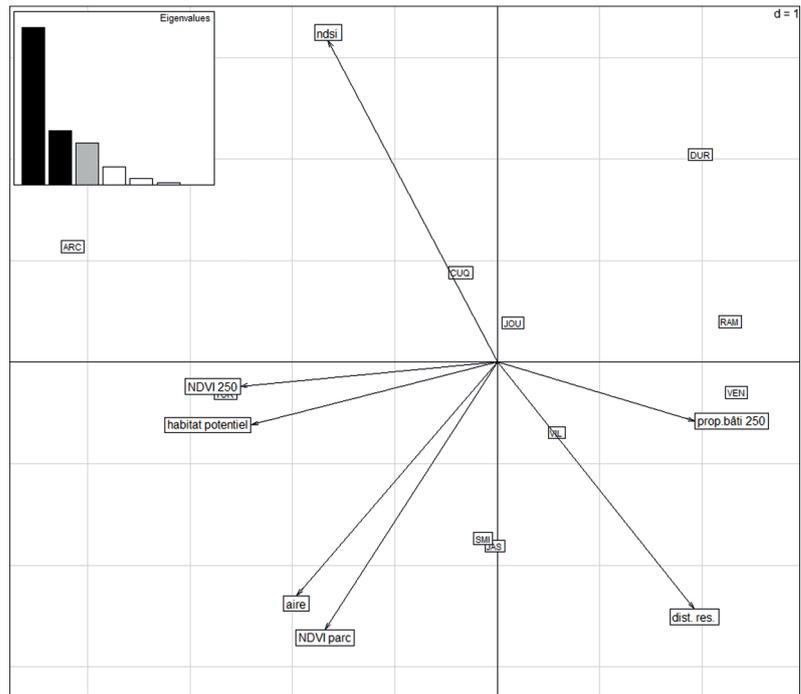
## Bibliographie

- A'urba (2016). *Trame verte urbaine, D'une méthode d'analyse à une stratégie d'actions*. [En ligne] <https://www.aurba.org/productions/trame-verte-urbaine-dune-methode-danalyse-a-une-strategie-dactions>, consulté le 8 avril 2021.
- Azam, C., Kerbirou, C., Vernet, A., Julien, J.F., Bas, Y., Plichard, L. *et al.* (2015). Is part-night lighting an effective measure to limit the impacts of artificial lighting on bats? *Glob. Chang. Biol.* 21, 4333-4341.
- Barré, K., Le Viol, I., Julliard, R., Pauwels, J., Newson, S.E., Julien, J.F. *et al.* (2019). Accounting for automated identification errors in acoustic surveys. *Methods Ecol. Evol.* 10, 1171-1188.
- Bas, Y., Bas, D. & Julien, J.-F. (2017). Tadarida: A toolbox for animal detection on acoustic recordings. *J. Open Res. Softw.* 5, 6.
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 19, 134-143.
- Beninde, J., Veith, M. & Hochkirch, A. (2015). Biodiversity in cities needs space: A meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecol. Lett.* 18, 581-592.
- Blair, R.B. (1996). Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecol. Appl.* 6, 506-519.
- Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H.H. *et al.* (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.* 24, 127-135.
- Bradfer-Lawrence, T., Bunnefeld, N., Gardner, N., Willis, S.G. & Dent, D.H. (2020). Rapid assessment of avian species richness and abundance using acoustic indices. *Ecol. Indic.* 115, 106400.
- Braschler, B., Gilgado, J.D., Zwahlen, V., Rusterholz, H.P., Buchholz, S. & Baur, B. (2020). Ground-dwelling invertebrate diversity in domestic gardens along a rural-urban gradient: Landscape characteristics are more important than garden characteristics. *PLoS One.* 15, e0240061.
- Callaghan, C.T., Bino, G., Major, R.E., Martin, J.M., Lyons, M.B. & Kingsford, R.T. (2019a). Heterogeneous urban green areas are bird diversity hotspots: Insights using continental-scale citizen science data. *Landsc. Ecol.* 34, 1231-1246.
- Callaghan, C.T., Major, R.E., Wilshire, J.H., Martin, J.M., Kingsford, R.T. & Cornwell, W.K. (2019b). Generalists are the most urban-tolerant of birds: A phylogenetically controlled analysis of ecological and life history traits using a novel continuous measure of bird responses to urbanization. *Oikos.* 128, 845-858.
- Callaghan, C.T., Ozeroff, I., Hitchcock, C. & Chandler, M. (2020). Capitalizing on opportunistic citizen science data to monitor urban biodiversity: A multi-taxa framework. *Biol. Conserv.* 251, 108753.
- Canedoli, C., Manenti, R. & Padoa-Schioppa, E. (2018). Birds biodiversity in urban and periurban forests: Environmental determinants at local and landscape scales. *Urban Ecosyst.* 21, 779-793.
- Chao, A. & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology.* 93, 2533-2547.
- Clergeau, P., Croci, S., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M.L. & Dinetti, M. (2006). Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biol. Conserv.* 127, 336-344.
- Clergeau, P. (2007). *Une écologie du paysage urbain*. Éditions Apogée, Rennes, 136 p.
- Clergeau, P. (2012). Services écologiques et Trame verte urbaine. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], hors-série 12.
- Cornelis, J. & Hermy, M. (2004). Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landsc. Urban Plan.* 69, 385-401.
- Croci, S., Butet, A. & Clergeau, P. (2008). Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? *Condor.* 110, 223-240.
- Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Lee, A. & Jiguet, F. (2007). Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conserv. Biol.* 21, 741-51.
- Fernández-Juricic, E. (2000). Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: The role of age, size and isolation. *Ecol. Res.* 15, 373-383.
- Fosse, J., Belaunde, J., Dégremont, M. & Grémillet, A. (2019). *Objectif « Zéro artificialisation nette » : quels leviers pour protéger les sols ?* France stratégie, Paris.
- Francis, C.D., Ortega, C.P. & Cruz, A. (2011). Noise pollution filters bird communities based on vocal frequency. *PLoS One.* 6, e27052.
- Gasc, A., Gottesman, B.L., Francomano, D., Jung, J., Durham, M., Mateljak, J. *et al.* (2018). Soundscapes reveal disturbance impacts: biophonic response to wildfire in the Sonoran Desert Sky Islands. *Landsc. Ecol.* 33, 1399-1415.
- Gili, F., Newson, S.E., Gillings, S., Chamberlain, D.E. & Border, J.A. (2020). Bats in urbanising landscapes: Habitat selection and recommendations for a sustainable future. *Biol. Conserv.* 241, 108343.
- Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X. *et al.* (2008). Global change and the ecology of cities. *Science.* 319, 756-760.
- Hale, J.D., Fairbrass, A.J., Matthews, T.J. & Sadler, J.P. (2012). Habitat composition and connectivity predicts bat presence and activity at foraging sites in a large UK conurbation. *PLoS One.* 7, e33300.
- Hernandez, J.L., Frankie, G.W. & Thorp, R.W. (2009). Ecology of urban bees: A review of current knowledge and directions for future study. *Cities Environ.* 2, art. 3.
- Ibáñez-Álamo, J.D., Morelli, F., Benedetti, Y., Rubio, E., Jokimäki, J., Pérez-Contreras, T. *et al.* (2020). Biodiversity within the city: Effects of land sharing and land sparing urban development on avian diversity. *Sci. Total Environ.* 707, 135477.
- IPBES. (2019). *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- Jaccard, P. (1901). Distribution de la flore alpine dans le Bassin des Dranses et dans quelques régions voisines. *Bull. la Société Vaudoise des Sci. Nat.* 37, 16.
- Jokimäki, J. (1999). Occurrence of breeding bird species in urban parks: Effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosyst.* 3, 21-34.
- Jung, K. & Threlfall, C.G. (2018). Trait-dependent tolerance of bats to urbanization: A global meta-analysis. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 285.
- Kasten, E.P., Gage, S.H., Fox, J. & Joo, W. (2012). The remote environmental assessment laboratory's

- acoustic library: An archive for studying soundscape ecology. *Ecol. Inform.* 12, 50-67.
- Kerbiriou, C., Bas, Y. & Julien J.F. (2018). Estimations des tendances des populations de Chiroptères à partir des suivis de gîtes hivernaux. *Symbioses*, 37, 7-15.
- Kermap. (2021). *Ma ville est-elle verte ?* [En ligne] <https://www.nosvillesvertes.fr/>, consulté le 8 avril 2021.
- Lee, C.M., Park, J.W., Kwon, T.S., Kim, S.S., Ryu, J.W., Jung, S.J. *et al.* (2015). Diversity and density of butterfly communities in urban green areas: An analytical approach using GIS. *Zool. Stud.* 54, e4.
- Leveau, L.M. (2013). Bird traits in urban-rural gradients: How many functional groups are there? *J. Ornithol.* 154, 655-662.
- Marchetti, M & Gallner J.C. (collaborateur) (1976). *Recherches sur l'écologie des oiseaux nicheurs de la zone urbaine de Marseille*. Thèse de 3<sup>e</sup> cycle, Université d'Aix-Marseille III, 142 p.
- Millon, L., Julien, J.F., Julliard, R. & Kerbiriou, C. (2015). Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. *Ecol. Eng.* 75, 250-257.
- MNHN (2021). *VigieNature, un réseau de citoyens qui fait avancer la science*. [En ligne] <http://www.vigie-nature.fr>, consulté le 8 avril 2021.
- Morelli, F., Benedetti, Y., Ibáñez-Álamo, J.D., Tryjanowski, P., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M.L. *et al.* (2020). Insurance for the future? Potential avian community resilience in cities across Europe. *Clim. Change.* 159, 195-214.
- Muratet, A., Machon, N., Jiguet, F., Moret, J. & Porcher, E. (2007). The role of urban structures in the distribution of wasteland flora in the Greater Paris area, France. *Ecosystems.* 10, art. 661.
- Nielsen, A.B., van den Bosch, M., Maruthaveeran, S. & van den Bosch, C.K. (2014). Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosyst.* 17, 305-327.
- Oprea, M., Mendes, P., Vieira, T.B. & Ditchfield, A.D. (2009). Do wooded streets provide connectivity for bats in an urban landscape? *Biodivers. Conserv.* 18, 2361-2371.
- Piano, E., Souffreau, C., Merckx, T., Baardsen, L.F., Backeljau, T., Bonte, D. *et al.* (2020). Urbanization drives cross-taxon declines in abundance and diversity at multiple spatial scales. *Glob. Chang. Biol.* 26, 1196-1211.
- Pijanowski, B.C., Farina, A., Gage, S.H., Dumluyahn, S.L. & Krause, B.L. (2011). What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. *Landsc. Ecol.* 26, 1213-1232.
- QGIS Development Team (2021). *QGIS Geographic Information System*. QGIS Association.
- R Core Team (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria.
- Reis, E., López-Iborra, G.M. & Pinheiro, R.T. (2012). Changes in bird species richness through different levels of urbanization: Implications for biodiversity conservation and garden design in Central Brazil. *Landsc. Urban Plan.* 107, 31-42.
- Rook, G.A. (2013). Regulation of the immune system by biodiversity from the natural environment: An ecosystem service essential to health. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 110, 18360-18367.
- Russo, D. & Ancillotto, L. (2015). Sensitivity of bats to urbanization: A review. *Mamm. Biol.* 80, 205-212.
- Sandström, U.G., Angelstam, P. & Mikusi ski, G. (2006). Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landsc. Urban Plan.* 77, 39-53.
- Schoereder, J.H., Galbiati, C., Ribas, C.R., Sobrinho, T.G., Sperber, C.F., DeSouza, O. *et al.* (2004). Should we use proportional sampling for species-area studies? *J. Biogeogr.* 31, 1219-1226.
- Schütz, C. & Schulze, C.H. (2015). Functional diversity of urban bird communities: Effects of landscape composition, green space area and vegetation cover. *Ecol. Evol.* 5, 5230-5239.
- Seto, K.C., Güneralp, B. & Hutyra, L.R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 109, 16083-16088.
- Scott, S.J., McLaren, G., Jones, G. & Harris, S. (2010). The impact of riparian habitat quality on the foraging and activity of pipistrelle bats (*Pipistrellus* spp.). *J. Zool.* 280, 371-378.
- Shwartz, A., Muratet, A., Simon, L. & Julliard, R. (2013). Local and management variables outweigh landscape effects in enhancing the diversity of different taxa in a big metropolis. *Biol. Conserv.* 157, 285-292.
- Straka, T.M., Wolf, M., Gras, P., Buchholz, S. & Voigt, C.C. (2019). Tree cover mediates the effect of artificial light on urban bats. *Front. Ecol. Evol.* 7, art. 91.
- Threlfall, C.G., Williams, N.S.G., Hahs, A.K. & Livesley, S.J. (2016). Approaches to urban vegetation management and the impacts on urban bird and bat assemblages. *Landsc. Urban Plan.* 153, 28-39.
- Tzortzakaki, O., Papadatou, E., Kati, V., Giokas, S. (2019). Winners and losers in an urban bat community: a case study from southeastern Europe. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, doi:10.4404/hystrix-00204-2019
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, P.D. (2019). *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision (ST/ESA/SER.A/420)*. New York.
- Verbeylen, G., De Bruyn, L., Adriaensen, F. & Matthyssen, E. (2003). Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? *Landsc. Ecol.* 18, 791-805.
- Voigt, C.C. & Lewanzik, D. (2011). Trapped in the darkness of the night: Thermal and energetic constraints of daylight flight in bats. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 278, 2311-2317.
- Waters, D., Jones, G. & Furlong, M. (1999). Foraging ecology of Leisler's bat (*Nyctalus leisleri*) at two sites in southern Britain. *J. Zool.* 249, 173-180.
- Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G. & Vaughan, N. (2003). Bat activity and species richness on organic and conventional farms: Impact of agricultural intensification. *J. Appl. Ecol.* 40, 984-993.

## Annexe – figures supplémentaires

**Figure A1 – Analyse en composante principale sur les caractéristiques des parcs urbains d’Aix-en-Provence.**  
 Les parcs (noms de trois lettres) sont représentés le long des deux premiers axes de l’ACP et selon les différentes variables caractéristiques (flèches).  
 aire : l’aire du parc en hectares ; NDVI : indice de végétation normalisé dans le parc (NDVI parc) ou dans les 250 m autour (NDVI 250) ; habitat potentiel : l’indice de complexité de l’habitat dans le parc (valeurs entre 0 et 10) ; prop. bâti 250 : la proportion de surface bâtie dans les 250 m autour du parc ; ndsi : indice acoustique de perturbation anthropique moyen entre 6 h 55 et 7 h 25 du matin ; dist. res. : distance à la réserve de biodiversité la plus proche, en mètres.



**Figure A2 – Courbe d’accumulation des espèces en fonction du nombre de points d’écoute réalisés pour chacun des parcs.**  
 Courbes simulées à partir d’un rééchantillonnage dans l’ensemble des points d’écoute réalisés dans chaque parc et pour les deux sessions (nombre de points ainsi multiplié par deux). La courbe rouge donne la trajectoire moyenne de saturation ; l’enveloppe grise donne l’intervalle de confiance obtenu avec 500 tirages. SR : richesse spécifique.

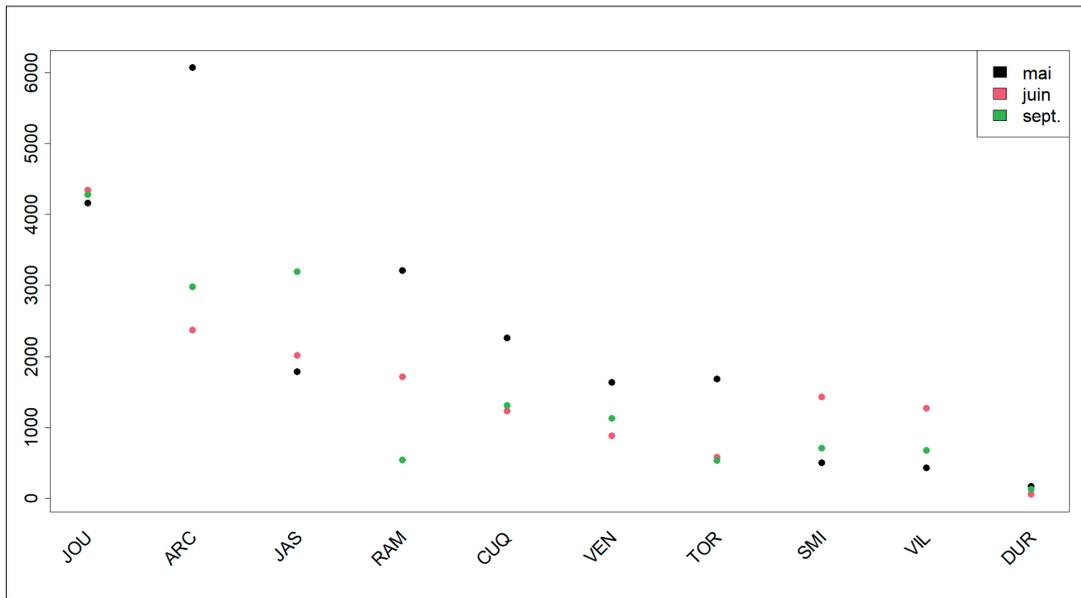


Figure A3 – Nombre de passages (détection sur 5 secondes) observés par nuit pour chaque parc et chaque session (mai, juin, sept), rangés par ordre décroissant.

Tableau A1 – Dissimilarité de Jaccard et mesures des effets d'emboîtement.

Le tableau ci-dessous représente la dissimilarité (triangle du bas) et mesure d'emboîtement (triangles du haut) obtenues pour les communautés d'oiseaux des parcs d'Aix-en-Provence avec la méthode de Jaccard.

	jaccard_nest									
	ARC	CUQ	DUR	JAS	JOU	RAM	SMI	TOR	VEN	VIL
ARC		0,11	0,21	0,13	0,13	0,21	0,04	0,06	0,28	0,07
CUQ	0,41		0,19	0,02	0,03	0,10	0,06	0,16	0,21	0,02
DUR	0,88	0,85		0,18	0,35	0,16	0,39	0,22	0,12	0,37
JAS	0,44	0,39	0,85		0,00	0,08	0,10	0,21	0,19	0,04
JOU	0,44	0,33	0,75	0,24		0,10	0,14	0,21	0,22	0,05
RAM	0,48	0,44	0,83	0,42	0,29		0,23	0,28	0,18	0,12
SMI	0,41	0,42	0,79	0,34	0,22	0,33		0,09	0,42	0,06
TOR	0,13	0,39	0,88	0,38	0,38	0,47	0,35		0,36	0,13
VEN	0,61	0,54	0,79	0,52	0,46	0,30	0,42	0,59		0,32
VIL	0,47	0,43	0,77	0,47	0,36	0,46	0,21	0,41	0,44	
jaccard										



# A phytosociological research on the surroundings of Sürgü Dam (Sürgü/Doğanşehir/Malatya), Eastern Anatolia, Turkey

Hatice TOSYAGÜLÜ ÇELİK<sup>1\*</sup>, Ömer Faruk KAYA<sup>2</sup>

1. Iğdir University, High School of Applied Sciences, Department of Organic Farming 76000, Iğdir-TURKEY

2. Harran University, Faculty of Art and Sciences, Department of Biology, 63000, Şanlıurfa-TURKEY

\* Corresponding Author: hhaticecelik@gmail.com

Received: 15 August, 2020; First decision: 22 Sept., 2020; Revised: 30 Nov., 2020; Second decision: 25 May, 2021; Revised: 30 May, 2021; Final decision: 1 June, 2021.

## Abstract

The study area is located within the boundaries of Sürgü town and belongs to Doğanşehir district of Malatya province in Eastern Anatolia Region. The study area in the Iran-Turan phytogeographic region is under the influence of a continental Mediterranean climate, which is dry in summer and very cold in winter. In the vegetation study carried out according to the Braun-Blanquet method (1932), seven syntaxa (associations) were identified, of which two belong to degraded forest vegetation, three belong to steppe vegetation and two belong to riparian vegetation. All of the syntaxa are new for the scientific world. The degraded forest associations are *Thymo kotschyani-Juniperetum oxycedri* ass. nova and *Securigerio variaie-Quercetum cerridis* ass. nova. The steppe associations are *Gundelio armatae-Fumanetum aciphyllae* ass. nova, *Phlomidio kurdicae-Astragaletum gummiferi* ass. nova and *Helichryso plicati-Polygonetum setosi* ass. nova. The riparian associations are *Rubo sancti-Salicetum cinereae* ass. nova and *Salici cinereae-Elaeagnetum angustifoliae* ass. nova.

**Keywords:** syntaxonomy, vegetation, Braun-Blanquet's method, new associations, Turkey.

## Introduction

Anatolia is a natural bridge for the intercontinental passage of lots of species owing to its location on the crossroads of the African, Asian and European continents. There are many vegetation types that interact with each other in this region (Aksoy *et al.* 2014). The temperate zone has gained more attention because of its features which are different from many countries in terms of plant diversity (Avcı 2004). Turkey is a remarkable country not only for its rich flora, but also for its numerous vegetation types. Indeed, Turkey's regions have many different ecological conditions, with adapted plant formations (Anonymous 1990). Generally, there are five major dominant vegetation types in Turkey: forests, shrublands (maquis and garrigue), steppes and alpine meadow (Aksoy *et al.* 2014).

Turkey is also regarded as the most complex country in the region due to its land shapes and structures. It is composed of relatively long and narrow, deep valleys varying in directions, as well as mountain chains separated by high and medium-sized plateaus. The composition, direction, location and height of

these mountains are not only decisive on the variety of vegetation but also on the richness of flora (Zohary 1973). This provides Turkey with high endemism and genetic diversity. There are approximately 12,000 plant taxa in the *Flora of Turkey* of which one third are endemic (Güner *et al.* 2012). Besides, the location of Turkey is also remarkable in terms of gene flow: it is located at the intersection of Near East and Mediterranean biodiversity centers. In addition, Harlan (1951) identified five microgene centers for Turkey.

The study area is located in the town of Sürgü, which is strategically positioned on an important transit route (Ancient Aleppo Road) in the southwestern part of the Southeastern Taurus Mountains, which provides access to the important centers of the Eastern Anatolia and the Mediterranean Region (Kaygusuz & Günaydın 1986; Gögebakan 2002). The vegetation of Sürgü, which is open due to settlements owing to its location, has been destroyed for a long time by anthropogenic activities, such as overgrazing and wood-cutting. This influence became more effective since 1968, when the Sürgü Dam started to operate, which was established for irrigation purposes. Today there is an increasing indication of the ongoing pressure: a large part of the natural areas around the Sürgü Dam is used for agricultural purposes. Besides, afforestation projects around the reservoir are another factor affecting the natural vegetation. The aim of this study is to identify the plant communities which reach the climax stage after successional development around the Sürgü Dam Lake under the influence of anthropogenic factors (such as overgrazing, land clearing, logging or afforestation of the reservoir basin that causes the change of natural vegetation, etc.). Plant communities were evaluated phytosociologically according to Braun-Blanquet's method (1932) and all the syntaxa are named according to the *International code of phytosociological nomenclature* (Weber *et al.* 2000).

## Materials and Methods

*Flora of Turkey and the East Aegean Islands* (Davis 1965-1985; Davis *et al.* 1988; Güner *et al.* 2000) was used as a main source for identifying the plant species collected from the natural vegetation of surroundings of Sürgü Dam. Also, the studies of Yıldız and Aktoklu

(1996), and Stearn (1992) were taken into consideration. The current taxa names of the plants are checked and written by using Güner *et al.* (2012).

A selected subset of the natural vegetation in the surroundings of Sürgü Dam (i.e. climax vegetation belonging to forest, steppe and riparian vegetation types) was investigated phytosociologically by using the Braun-Blanquet (1932) floristic based method. From sufficiently homogenous areas from the floristic point of view, minimal area was determined by using "nested sample area technique" (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974) for each vegetation type. According to this, minimal areas were 400m<sup>2</sup> for forest 50m<sup>2</sup> for steppe and 25m<sup>2</sup> for riparian vegetation. According to the *International code of phytosociological nomenclature* (Weber *et al.* 2000), a syntaxon should consist of at least four releves. Here, we have defined syntaxa with at least ten releves.

Identified syntaxa belonging to forest vegetation are classified according to the studies of Braun-Blanquet *et al.* (1952) and Akman (1995); syntaxa belonging to steppe vegetation were classified according to the studies of Quézel (1973), Akman *et al.* (1985) and Kaya & Ketenoğlu (2010); and syntaxa belonging to riparian vegetation were classified according to the studies of Klika & Novák (1941). New syntaxa are named according to Weber *et al.* (2000). Sørensen (1948) similarity index was used to make comparisons between the syntaxa identified in this study according to their floristic composition.

The geography of the study area was compiled from Saraçoğlu (1989) and Yakar *et al.* (2004), geology from Yılmaz (1999; 2002) and soil knowledge from Anonymous (1984). The soil samples taken from five releves belonging to each plant association in the research area and were analyzed by the soil-water researches and agricultural research institute (Şanlıurfa). These soil samples were taken from the surface up to a depth of 30cm with the recommendation of the research institute conducting the analysis. One soil sample was taken in each releve. In soil analysis, saturation, power of hydrogen (pH), electrical conductivity (EC), calcium carbonate (CaCO<sub>3</sub>), phosphorus (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>), potassium (K<sub>2</sub>O) and organic matter values were analyzed. The interpretation of the soil analyses was made using the following literature: saturation, pH, EC and potassium values following the studies of

**Table 1 – Results of analysis of the soils from the study area.**

Because the values of the releves representing a plant association were very similar, we only present here the values for the holotype releve for each plant association.

Associations	Saturation (%)	EC (ds/m)	CaCO <sub>3</sub> (%)	pH	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (kg/da)	K <sub>2</sub> O (kg/da)	Organic matter (%)	Texture
<i>Thymo kotschyani</i> – <i>Juniperetum oxycedri</i>	46	0.45	1.5	7.28	2.90	43.20	1.92	SL
	47	0.58	1.1	7.36	2.67	58.35	1.85	SL
<i>Gundelio armatae</i> – <i>Fumanetum aciphyllae</i>	41	0.36	1.1	7.81	0.78	29.40	1.00	SL
	40	0.35	1.1	7.85	0.98	30.80	0.85	LS
<i>Helichryso plicati</i> – <i>Polygonetum setosi</i>	37	0.33	0.7	7.77	3.41	28.80	0.91	LS
	45	0.30	1.1	7.58	2.46	17.10	0.70	S
<i>Phlomido kurdicae</i> – <i>Astragaletum gummiferi</i>	44	0.32	1.5	7.75	6.10	24.30	0.76	S
	46	1.70	1.1	7.60	4.94	19.40	1.06	S
<i>Salici cinereae</i> – <i>Elaeagnetum angustifoliae</i>	48	0.42	1.1	7.41	1.93	20.55	1.35	LS
	66	0.77	1.5	7.85	4.86	100.50	4.13	SL
<i>Securigero variaae</i> – <i>Quercetum cerridis</i>	74	0.98	1.1	7.30	35.96	92.40	7.74	SL
	66	0.56	1.1	7.23	45.06	118.35	4.22	SL
<i>Rubo sancti</i> – <i>Salicetum cinereae</i>	48	0.94	2.2	8.04	4.32	24.90	0.96	LS
	44	0.42	1.5	8.11	3.34	30.75	1.14	LS

Richards (1954) & Tüzüner (1990); calcium carbonate values following Çağlar (1949) and Tüzüner (1990); phosphorus values following Bray & Kurtz (1945), Kurtz & Arnold (1963), Olsen *et al.* (1954) and Tüzüner (1990); and organic matter following Ülgen & Ateşalp (1972). Because the soil analysis values of the releves representing a plant association were very similar, instead of repeating the values, the values of the holotype releve representing the plant association are given in the table 1. Climate data of Doğanşehir station belonging to the General directorate of meteorology (Anonymous 2015) were used to determine the climatic characteristics of the study area. The bioclimatic layer of the study area was identified according to Emberger (1954).

## Results

The study area is located in the town of Sürgü in Doğanşehir in southwest of Malatya province and it has an altitude of 1,259m above sea level. The biggest stream in the area is the Sürgü stream and there is Sürgü Dam on it. Sürgü, Doğanşehir, Polat and Akçadağ plains are irrigated from this dam (Saraçoğlu, 1989). The Sürgü Plain, where Sürgü Town was founded, was formed by the Sürgü fault which is a branch of the Eastern Anatolian Fault (DAF) Zone (Yılmaz 2002) (figure 1).

Sürgü Plain is a high plain at the southwest end of the Malatya depression area (Yakar *et al.* 2004) and has an average elevation of 1,300m. It is an alluvial-based plain formed by the accumulation of seasonal streams and alluvial deposits brought by the Sürgü Stream (Kaygusuz & Günaydın 1986). The Sürgü Plain covers 23km<sup>2</sup>, of which 6km<sup>2</sup> are covered by the Sürgü Dam reservoir. Although the tectonic movements were the determining factor for the present topographical appearance of the site, the fluvial factors and processes also played a major role (Sever 2006).

At the bottom of the tectonic region in the eastern Taurus belt, the Arabian-African plate is observed at the bottom of the Pütürge Metamorphics, consisting of Precambrian-Lower Paleozoic granitic gneisses, gneisses, schists, meta-tuffs and quartz schists. On this basis, the upper Jura-Lower Cretaceous aged Göksun ophiolites which were cut by the Esence Granitoides in place before the Middle Eocene proceeded. On this on these groups of rocks, a volcano-sedimentary Maden group was developed in a basin reflecting the Middle Eocene stress regime. After Middle Eocene, Göksun Ophiolites were pushed over Middle Eocene units (Yılmaz 1999; 2002).

Due to climate, topography and main material differences, various large soil groups were formed in Malatya. In addition to large soil groups, there are some land types that lacked soil cover (Anonymous 1984). Red brown soils, colluvial, alluvial soils and brown forest soils are observed in the study area. The

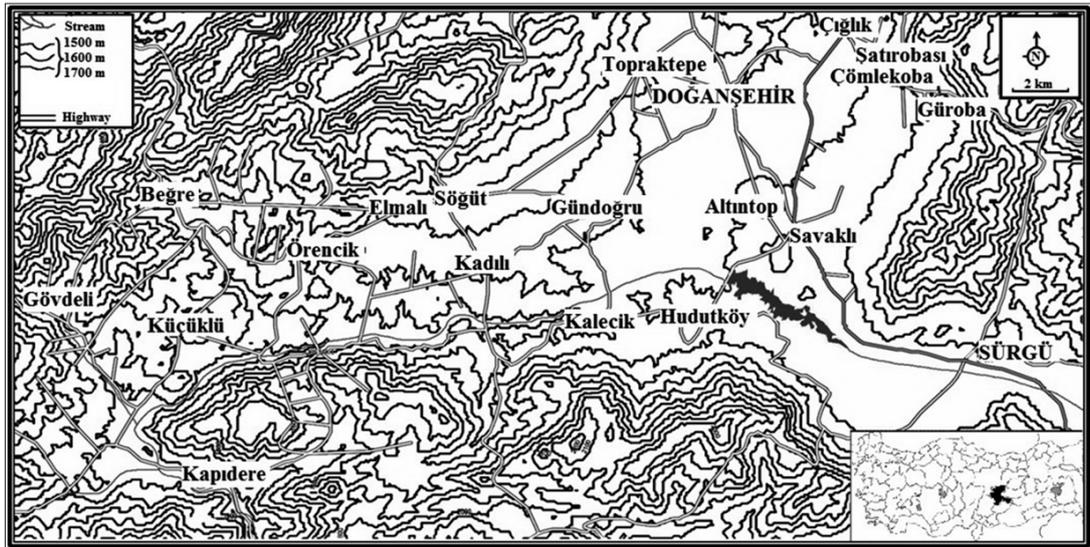


Figure 1 – Topographic map of the study area (MapSource - Türkiye - Malatya- Doğanşehir-Sürğü).

results of physical and chemical analysis of soil samples taken from the relevés belonging to the vegetation types determined in the study area can be seen in table 1.

The associations having soils with the highest EC (electrical conductivity) values are *Phlomido kurdicae*–*Astragaletum gummiferi*, *Securigero variaae*–*Quercetum cerridis*, *Rubo sancti*–*Salicetum cinereaee*; and the associations with the lowest EC values are *Salici cinereaee*–*Elaeagnetum angustifoliaee*, *Helichryso plicati*–*Polygonetum setosi*, *Gundelio armataae*–*Fumanetum aciphyllaae* and *Thymo kotschyani*–*Juniperetum oxycedri*. *Thymo kotschyani*–*Juniperetum oxycedri*, *Gundelio armataae*–*Fumanetum aciphyllaae*, *Securigero variaae*–*Quercetum cerridis* and *Rubo sancti*–*Salicetum cinereaee* are limey; *Helichryso plicati*–*Polygonetum setosi* low lime and limey; *Phlomido kurdicae*–*Astragaletum gummiferi* and *Salici cinereaee*–*Elaeagnetum angustifoliaee* are low lime and limey respectively.

The soils of *Thymo kotschyani*–*Juniperetum oxycedri* and *Securigero variaae*–*Quercetum cerridis* have neutral pH; those of *Gundelio armataae*–*Fumanetum aciphyllaae*, *Helichryso plicati*–*Polygonetum setosi*, *Phlomido kurdicae*–*Astragaletum gummiferi*, *Salici cinereaee*–*Elaeagnetum angustifoliaee* have weakly alkali soils and those of *Rubo sancti*–*Salicetum cinereaee* have medium alkali soils. Soil in the study area is deficient in phosphorus ( $P_2O_5$ ), that affects plant growth negatively. The *Thymo kotschyani*–*Juniperetum oxycedri* and *Rubo sancti*–*Salicetum cinereaee* soils

are low in phosphorus, *Gundelio armataae*–*Fumanetum aciphyllaae* soils are very low in phosphorus, *Helichryso plicati*–*Polygonetum setosi* and *Salici cinereaee*–*Elaeagnetum angustifoliaee* soils are low to very low and *Phlomido kurdicae*–*Astragaletum gummiferi* soils are mid and low in phosphorus. *Securigero variaae*–*Quercetum cerridis* is the only association with soils with high in phosphorus.

In terms of potassium ( $K_2O$ ), the *Thymo kotschyani*–*Juniperetum oxycedri*, *Gundelio armataae*–*Fumanetum aciphyllaae* and *Rubo sancti*–*Salicetum cinereaee* soils are sufficient in potassium, *Helichryso plicati*–*Polygonetum setosi* and *Phlomido kurdicae*–*Astragaletum gummiferi* soils are sufficient and low, *Salici cinereaee*–*Elaeagnetum angustifoliaee* soils are sufficient and very high, *Securigero variaae*–*Quercetum cerridis* soils are very high and high in potassium.

According to the organic content results, *Securigero variaae*–*Quercetum cerridis* soils are sufficient in organic matter; *Salici cinereaee*–*Elaeagnetum angustifoliaee* soils are insufficient and sufficient, and the other associations's soils are insufficient (very low and low) in organic matter.

When the soils of the associations are evaluated in terms of soil texture, *Thymo kotschyani*–*Juniperetum oxycedri* and *Securigero variaae*–*Quercetum cerridis* soils are classified as sandy-loam; *Gundelio armataae*–*Fumanetum aciphyllaae* soils are classified as sandy-loam and loam-sandy; *Helichryso plicati*–*Polygonetum setosi* soils

are classified as loam-sandy and sandy; *Phlomido kurdicae*–*Astragaletum gummiferi* and *Rubo sancti*–*Salicetum cinereae* soils are sandy; and *Salici cinereae*–*Elaeagnetum angustifoliae* soils are loam-sandy and sandy-loam. It can be said that soils of the study area are coarse or medium textured soils, which have low water holding capacity, excessive hydraulic conductivity, and lack of resistance to erosion and inadequacy of nutrients.

According to the climatic data of Doğuşehir station, vegetation is under influence of the type 1 (W.Sp.A.Sm) of Eastern Mediterranean precipitation regime. The Emberger's (1954) drought index ( $S = PE/M$ ) for Doğuşehir station is 0.52. As the S value is below 5, the study area is under the influence of Mediterranean climate, indicating the presence of a minimum summer rainfall and a significant summer drought. According to Emberger (1954), when the S values are less than 5, the climate is Mediterranean, between 5 and 7 are sub-Mediterranean and when it is greater than 7 it is oceanic.

Mediterranean climates have been classified into several sub-types of bioclimatic zones, by Emberger, Akman and Daget, considering the gradual differentiations of the climate from coastal areas towards inner areas (Akman 1982). The study area is under the influence of the Mediterranean climate which is drought in summer and very cold in winter (table 2).

The most important feature of the Mediterranean climate in terms of vegetation is the existence of a continuous arid period and a very small amount of summer rain with high temperature. The duration and severity of summer drought in this climate is ecologically important and highly effective on plants (Tavşanođlu & Gürkan 2004).

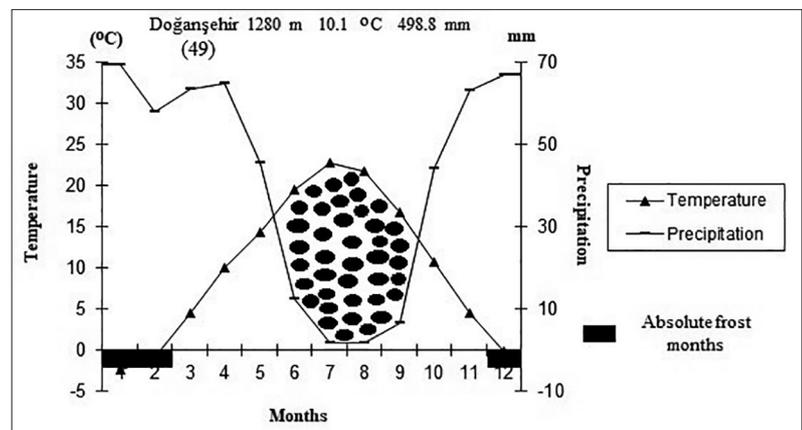
As can be seen in the ombrothermic diagram from Doğuşehir station, the dry season starts at the mid-May and lasts until October. July is the driest and the hottest month (figure 2).

When it is looked at the phytosociological description of the study area, three vegetation types were determined; degraded forest vegetation, steppe vegetation and riparian vegetation.

**Table 2 – Climatic data of the meteorological stations.**

**A: autumn; Sm: summer, Sp: spring; W: winter; Medit.: Mediterranean.**

Station	Doğuşehir
Altitude (m)	1,280
Mean annual precipitation (mm)	498.8
Summer rainfall	16.2
S: Emberger's index of xericity	0.52
Mean maximum temperature (°C) for the hottest month	31.1
Mean minimum temperature (°C) for the coldest month	– 6.3
Q: Emberger's pluviothermic quotient	46.7
Precipitation regime	W.Sp.A.Sm.
Bioclimate	Semiarid very cold Medit.



**Figure 2 – Ombrothermic Diagram of Doğuşehir Station.**

## Degraded Forest Vegetation

### *Thymo kotschyani*–*Juniperetum oxycedri* ass. nova (table 3)

Holotypus: relevé 6, table 3, Sürgü, Sürgü Dam Road Entrance.

UTM 37S403295E, 4211978N, 1,371m, cover 60%, 400m<sup>2</sup>.

This association flourishes on ophiolite (serpentine) bedrock in reddish brown forest soil. Texture type of the soil is sandy-loam and loam-sandy, containing 1.85-1.92% organic substances. The soil on which the association spreads shows alkaline reaction (pH 7.28-7.36). CaCO<sub>3</sub> percentage is 1.1-1.5% and saturation is 46-47%. It spreads between 1,345 and 1,450m of the northwestern and western of the study area where the slope is 5°-10°.

**Table 3 – *Thymo kotschyani*–*Juniperetum oxycedri* ass. nova.**

Relevé no	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Presence
Size of plot (m <sup>2</sup> )	400	400	400	400	400	400	400	400	400	400	
Parent rock	SERPENTINE										
Inclination (°)	5	5	5	5	5	5	5	10	10	10	
Altitude (m)	1,345	1,350	1,354	1,361	1,365	1,365	1,370	1,375	1,385	1,390	
Exposition	NW	NW	NW	W	W	NW	NW	NW	E	N	
Coverage (%)	50	50	55	55	55	60	55	50	50	55	
LF											
<b>Differential and characteristic species of the association</b>											
Ph <i>Juniperus oxycedrus</i> subsp. <i>oxycedrus</i> var. <i>oxycedrus</i>	33	33	33	33	34	<b>34</b>	33	33	33	33	V
Ch <i>Thymus kotschyanus</i> subsp. <i>kotschyanus</i>	.	.	+1	.	+1	<b>+1</b>	.	+1	.	+1	III
<b>Characteristic species of <i>Ostryo-Quercion cerridis</i></b>											
Ph <i>Quercus cerris</i>	.	.	.	.	.	<b>+1</b>	.	+1	.	.	I
<b>Characteristic species of <i>Querco-Cedretalia libani</i></b>											
Ph <i>Cotoneaster nummularius</i>	.	.	.	.	+1	<b>+1</b>	.	.	+1	.	II
<b>Characteristic species of <i>Quercetea pubescentis</i></b>											
H <i>Securigera varia</i>	.	+1	.	.	.	.	.	+1	.	.	I
<b>Companions</b>											
Th <i>Senecio vernalis</i>	11	11	.	11	+1	<b>11</b>	.	.	11	.	III
Th <i>Parentucellia latifolia</i> subsp. <i>flaviflora</i>	.	+1	+1	.	+1	<b>+1</b>	.	+1	+1	.	III
Th <i>Trifolium arvense</i> var. <i>arvense</i>	.	+1	+1	+1	+1	<b>+1</b>	+1	.	.	.	III
H <i>Sedum album</i>	+1	+1	+1	.	.	<b>+1</b>	+1	.	.	11	III
G <i>Gagea fibrosa</i>	+1	.	.	.	+1	<b>+1</b>	.	+1	+1	.	III
Th <i>Trifolium campestre</i> subsp. <i>campestre</i> var. <i>campestre</i>	+1	.	+1	.	.	<b>+1</b>	.	.	+1	+1	III
H <i>Trifolium pratense</i> var. <i>pratense</i>	.	.	+1	+1	.	.	+1	+1	.	+1	III
H <i>Poa bulbosa</i>	.	+1	.	.	+1	<b>+1</b>	+1	.	.	+1	III
H <i>Ziziphora capitata</i>	.	+1	.	.	+1	<b>+1</b>	+1	.	.	+1	III
H <i>Linum mucronatum</i> subsp. <i>mucronatum</i>	+1	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	+1	.	.	II
Ch <i>Teucrium polium</i> subsp. <i>polium</i>	+1	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	.	.	+1	II
Th <i>Chardinia orientalis</i>	.	11	.	+1	.	.	+1	.	+1	.	II
H <i>Globularia trichosantha</i> subsp. <i>trichosantha</i>	11	.	+1	.	.	<b>+1</b>	11	.	.	.	II
H <i>Hypericum scabrum</i>	.	+1	.	+1	.	<b>+1</b>	.	.	+1	.	II
H <i>Euphorbia cheiradenia</i>	+1	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	.	+1	.	II
H <i>Cruciata taurica</i>	.	+1	.	+1	.	<b>+1</b>	.	.	.	+1	II
H <i>Scutellaria orientalis</i> subsp. <i>pinnatifida</i>	11	.	.	11	.	.	+1	11	.	.	II
G <i>Ornithogalum narbonense</i>	+1	.	.	.	+1	.	.	.	+1	+1	II
Th <i>Matthiola longipetala</i> subsp. <i>bicornis</i>	.	.	.	.	.	<b>+1</b>	+1	.	+1	+1	II
H <i>Alkanna megacarpa</i>	.	.	+1	.	.	<b>+1</b>	.	+1	+1	.	II
Th <i>Erodium cicutarium</i> subsp. <i>cutarium</i>	.	.	+1	.	.	<b>+1</b>	+1	.	+1	.	II
H <i>Ajuga chamaepitys</i> subsp. <i>laevigata</i>	.	.	+1	+1	.	.	+1	.	+1	.	II
H <i>Paronychia kurdica</i> subsp. <i>kurdica</i> var. <i>kurdica</i>	.	.	.	+1	.	.	+1	+1	.	+1	II
H <i>Sanguisorba verrucosa</i>	.	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	+1	.	+1	II
Th <i>Bromus japonicus</i> subsp. <i>japonicus</i>	.	+1	.	.	+1	.	11	.	.	11	II
H <i>Gundelia tournefortii</i> var. <i>armata</i>	11	.	.	.	.	.	11	.	+1	.	II
Th <i>Veronica bozakmanii</i>	+1	.	.	.	.	<b>+1</b>	.	.	+1	.	II
H <i>Eryngium campestre</i> var. <i>virens</i>	.	+1	.	.	+1	<b>+1</b>	.	.	.	.	II
Ph <i>Quercus infectoria</i> subsp. <i>veneris</i>	.	+1	.	.	.	<b>+1</b>	.	.	.	+1	II
H <i>Phlomis kurdica</i>	.	.	.	.	+1	.	+1	+1	.	.	II
Ph <i>Cerasus microcarpa</i> subsp. <i>tortuosa</i>	.	+1	.	.	.	<b>+1</b>	.	+1	.	.	II
H <i>Salvia multicaulis</i>	.	.	11	.	.	.	12	11	.	.	II
G <i>Muscari neglectum</i>	+1	.	.	.	.	<b>+1</b>	.	.	+1	.	II
H <i>Dianthus strictus</i> var. <i>gracilior</i>	+1	.	.	.	.	<b>+1</b>	.	+1	.	.	II
H <i>Echium italicum</i>	.	+1	.	.	.	<b>+1</b>	.	.	+1	.	II
H <i>Echinops pungens</i> var. <i>pungens</i>	.	.	.	11	.	.	.	+1	+1	.	II
H <i>Inula oculus-christi</i>	.	.	+1	.	+1	<b>11</b>	.	.	.	.	II
Th <i>Salvia viridis</i>	.	.	.	+1	+1	.	.	+1	.	.	II
Th <i>Helianthemum ledifolium</i>	.	.	.	+1	.	.	+1	.	.	+1	II
Th <i>Crepis foetida</i> subsp. <i>foetida</i>	.	.	.	+1	+1	.	.	.	.	.	I
Th <i>Capsella bursa-pastoris</i>	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	+1	I
H <i>Fumana aciphylla</i>	.	.	.	.	+1	.	.	+1	.	.	I
Ch <i>Astragalus gummifer</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+1	I

***Securigero variae–Quercetum cerridis*  
ass. nova (table 4)**

Holotypus: relevé 73, table 4, between Hudut - Kalecik Villages.

UTM 37S398922E, 4208425N, 1,342m, cover 80%, 400m<sup>2</sup>.

The association flourishes on ophiolite (serpentine) bedrock in reddish brown forest soil. Texture type of the soil is sandy-loam, containing 4.22-7.74% organic substances. The soil on which the association spreads shows mildly alkaline reaction (pH 7.23-7.3). CaCO<sub>3</sub> percentage is 1.1% and saturation is 66-74%. It spreads between 1,170 and 1,550m where the slope is 5°-20° among Hudut, Kalecik and Küçükklü villages.

**Steppe Vegetation**

***Gundelio armatae–Fumanetum aciphyllae* ass. nova (table 5)**

Holotypus: relevé 15, table 5, Sürgü Dam Road Entrance.

UTM 37S402483E, 4211512N, 1,353m, cover 65%, 50m<sup>2</sup>.

The association flourishes on ophiolite (serpentine) bedrock in reddish brown forest soil. Texture type of the soil is sandy-loam and loam-sandy, containing 0.85-1% organic substances. The soil on which the association spreads shows alkaline reaction (pH 7.81-7.85). CaCO<sub>3</sub> percentage is 1.1% and saturation is 40-41%. It spreads between 1,345 and 1,420m of the study area where the slope is 5°-15°.

***Phlomido kurdicae–Astragaletum gummiferi* ass. nova (table 6)**

Holotypus: relevé 58, table 6, south of Hudut village.

UTM 37S400119E, 4207761N, 1,400m, cover 70%, 50m<sup>2</sup>.

The association flourishes on ophiolite (serpentine) bedrock in reddish brown forest soil. Texture type of the soil is sandy, containing 0.76-1.06% organic substances. The soil on which the association spreads shows mildly alkaline reaction (pH 7.6-7.75). CaCO<sub>3</sub> percentage is between 1.1 and 1.5% and saturation is 44-46%. This association spreads between 1,395 and 1,570m of the study area where the slope is 5°-15°.

***Helichryso plicati–Polygonetum setosi*  
ass. nova (table 7)**

Holotypus: relevé 28, table 7, front side of the Reservoir Bend.

UTM 37S401180E, 4210143N, 1,280m, cover 70%, 50m<sup>2</sup>.

The association flourishes on ophiolite (serpentine) bedrock in reddish brown forest soil. Texture type of the soil is loam-sandy and sandy, containing 0.7-0.91% organic substances. The soil on which the association spreads shows alkaline reaction (pH 7.77-7.85). CaCO<sub>3</sub> percentage is between 0.7 and 1.1% and saturation is 37-45%. This association spreads between 1,270 and 1,305m of the study area where the slope is 10°-20°.

**Riparian Vegetation**

***Rubo sancti–Salicetum cinereae* ass. nova (table 8)**

Holotypus: relevé 50, table 8, stream in front of the Reservoir Bend.

UTM 37S401292E, 210309 N, 1,259m, cover 70%, 25m<sup>2</sup>.

The association flourishes on ophiolite (serpentine) bedrock in reddish brown forest soil. Texture type of the soil is loam-sandy, containing 0.96-1.14% organic substances. The soil on which the association spreads shows alkaline reaction (pH 8.04-8.11). CaCO<sub>3</sub> percentage is between 1.5 and 2.2% and saturation is 44-48%. This association spreads between 1,258 and 1,260m of the study area where the slope is 1°-2°.

***Salici cinereae–Elaeagnetum angustifoliae* ass. nova (table 9)**

Holotypus: relevé 35, table 9, stream in front of the Reservoir Bend.

UTM 37S401340E, 4210438N., 1,258m, cover 75%, 25m<sup>2</sup>.

The association flourishes on ophiolite (serpentine) bedrock in reddish brown forest soil. Texture type of the soil is loam-sandy and sandy-loam, containing 1.35-4.13% organic substances. The soil on which the association spreads shows alkaline reaction (pH 7.41-7.85). CaCO<sub>3</sub> percentage is between 1.1 and 1.5% and saturation is 48-66%. This association spreads between 1,258 and 1,259m of the study area where the slope is 1°-2°.

What are the ecological differences between this association and the *Rubo sancti-Salicetum*?

Table 4 – *Securigero varia*-*Quercetum cerridis* ass. nova.

Relevé no	66		67		68		69		70		71		72		73		74		75		76		77		78		79		80		81		82		83		P		
	400	5	400	10	400	10	400	15	400	10	400	20	400	10	400	15	400	15	400	45	400	44	45	400	55	400	45	400	45	400	44	45	400	44	45				
Size of plot (m <sup>2</sup> )	400	1,340	400	1,360	400	1,370	400	1,370	400	1,360	400	1,390	400	1,410	400	1,425	400	1,430	400	1,425	400	1,435	400	1,435	400	1,425	400	1,425	400	1,430	400	1,440	400	1,445	400	1,430	400	1,430	
Parent rock		E		N		E		N		NW		N		E		SE		SW		N		E		N		N		E		N		NW		E		SE		E	
Inclination (°)	5	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Altitude (m)	1,340	1,350	1,360	1,360	1,370	1,370	1,370	1,370	1,360	1,360	1,390	1,390	1,410	1,410	1,410	1,425	1,430	1,430	1,430	1,425	1,430	1,435	1,435	1,435	1,425	1,430	1,425	1,430	1,430	1,440	1,440	1,450	1,445	1,445	1,430	1,430	1,430	1,430	
Exposition	70	70	75	75	70	75	70	75	75	75	75	75	75	75	75	85	85	85	85	85	85	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
Cover (%)	70	70	75	75	70	75	70	75	75	75	75	75	75	75	75	85	85	85	85	85	85	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75	75
<b>Differential and characteristic species of the association</b>																																							
<i>Quercus cerris</i>	44	44	34	44	44	44	44	44	45	45	45	44	44	44	45	44	44	44	45	44	45	44	44	45	44	45	45	45	45	45	45	45	45	44	44	45	45	V	
<i>Securigera varia</i>	+1	.	.	+1	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III
<b>Characteristic species of <i>Quercus pseudocerridis</i>-<i>Cedretalia libani</i></b>																																							
<i>Quercus infectoria</i> subsp. <i>veneris</i>	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Lecokia cretica</i>	+1	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<b>Characteristic species of <i>Quercetum pubescentis</i></b>																																							
<i>Cotoneaster nummularius</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<b>Characteristic species of <i>Quercetum pubescentis</i></b>																																							
<i>Trifolium physodes</i> var. <i>physodes</i>	+1	+1	11	.	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III
<b>Companions</b>																																							
<i>Vicia monantha</i> subsp. <i>monantha</i>	.	+1	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III
<i>Briza minor</i>	+1	.	.	+1	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III
<i>Crupina crupinastrum</i>	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III
<i>Parentucella latifolia</i> subsp. <i>flaviflora</i>	.	+1	.	.	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III
<i>Gagea fibrosa</i>	+1	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III
<i>Lens culinaris</i> subsp. <i>orientalis</i>	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III
<i>Scorzonera kotschyi</i>	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	11	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III
<i>Trifolium scabrum</i>	+1	.	.	.	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III
<i>Trifolium pratense</i> var. <i>pratense</i>	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III
<i>Dactylis glomerata</i> subsp. <i>glomerata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Aegilops umbellulata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Cicer pinnatifidum</i>	+1	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Chrysopogon gryllus</i> subsp. <i>gryllus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Helichrysum plicatum</i> subsp. <i>plicatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Lathyrus cicera</i>	+1	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Dianthus strictus</i> var. <i>gracilior</i>	+1	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Ziziphora capitata</i>	.	+1	.	.	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Teucrium polium</i> subsp. <i>polium</i>	.	.	.	11	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Centaurea virgata</i>	+1	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Alyssum simplex</i>	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Scandix pecten-veneris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Medicago monantha</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Turgenia latifolia</i>	+1	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Salvia viridis</i>	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II

Relevé no	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	P
G <i>Ornithogalum narbonense</i>	+1	.	+1	.	.	.	+1	.	.	+1	.	.	.	.	+1	.	.	.	
Th <i>Trifolium pauciflorum</i>	.	.	.	+1	.	.	.	+1	.	.	.	+1	+1	.	.	.	.	+1	
Th <i>Rostraria cristata</i> var. <i>cristata</i>	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	+1	.	+1	.	+1	.	.	.	+1	
Th <i>Carduus pycnocephalus</i> subsp. <i>albidus</i>	.	.	+1	.	.	+1	.	+1	.	.	.	+1	.	.	+1	.	.	.	
H <i>Gundelia tournefortii</i> var. <i>armata</i>	.	.	.	.	.	+1	.	+1	.	.	.	+1	.	.	+1	.	.	.	
Th <i>Bromus japonicus</i> subsp. <i>japonicus</i>	.	.	+1	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	
H <i>Rumex tuberosus</i> subsp. <i>tuberosus</i>	+1	.	+1	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+1	.	
Th <i>Taeniatherum caput-medusae</i> subsp. <i>crinitum</i>	.	.	.	+1	.	.	+1	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	
Th <i>Callipeltis cucullaris</i>	.	+1	+1	.	.	.	.	+1	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	
Th <i>Medicago radiata</i>	+1	.	.	.	.	+1	.	+1	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	
H <i>Urtica dioica</i> subsp. <i>dioica</i>	+1	.	.	+1	+1	.	.	+1	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	
Ch <i>Thymus kotschyanus</i> subsp. <i>kotschyanus</i>	.	.	.	.	+1	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Th <i>Lapsana communis</i> subsp. <i>intermedia</i> var. <i>intermedia</i>	.	.	.	.	.	+1	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
H <i>Eryngium campestre</i> var. <i>virens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Th <i>Helianthemum ledifolium</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Th <i>Crepis foetida</i> subsp. <i>foetida</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
H <i>Cruciata taurica</i>	+1	.	.	.	.	+1	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Ch <i>Astragalus gummifer</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
H <i>Inula oculus-christi</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
H <i>Teucrium chamaedrys</i> subsp. <i>chamaedrys</i>	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
H <i>Fibigia macrocarpa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Ph <i>Crataegus monogyna</i> var. <i>monogyna</i>	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Th <i>Aegilops neglecta</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Th <i>Crepis sancta</i> subsp. <i>obovata</i>	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
H <i>Globularia trichosantha</i> subsp. <i>trichosantha</i>	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
H <i>Hordeum bulbosum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
H <i>Cirsium vulgare</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Ph <i>Cerasus microcarpa</i> subsp. <i>tortuosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Ph <i>Juniperus oxycedrus</i> subsp. <i>oxycedrus</i> var. <i>oxycedrus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Th <i>Bromus tectorum</i>	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Th <i>Centaurea solstitialis</i> subsp. <i>solstitialis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Ch <i>Acantholimon venustum</i> var. <i>assyriacum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	

**Table 5 – *Gundelia armatae*–*Fumnetum aciphyllae* ass. nova.**

Relevé no	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	P
Size of plot (m <sup>2</sup> )	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	
Parent rock	SERPENTINE										
Inclination (°)	5	5	5	5	5	5	5	10	15	10	Presence
Altitude (m)	1,340	1,340	1,345	1,350	1,350	1,375	1,390	1,420	1,450	1,430	
Exposition	W	W	W	W	W	NW	NW	NW	N	N	
Coverage (%)	55	55	60	60	65	60	55	60	55	50	
LF											
<b>Differential and characteristic species of the association</b>											
Ch <i>Fumana aciphylla</i>	34	44	44	44	44	34	34	44	44	34	V
Ch <i>Gundelia tourneforti</i> var. <i>armata</i>	11	.	+1	.	11	11	.	+1	12	.	III
<b>Characteristic species of <i>Astragalo erythrotaeni</i>-<i>Gundelion armatae</i></b>											
H <i>Dianthus strictus</i> var. <i>gracilior</i>	.	+1	.	.	+1	.	.	.	.	+1	II
<b>Characteristic species of <i>Onobrychido armenae</i>-<i>Thymetalia leucostomi</i></b>											
H <i>Scabiosa argentea</i>	+1	.	.	+1	+1	.	+1	.	.	+1	III
H <i>Centaurea virgata</i>	.	+1	.	.	+1	.	.	+1	+1	.	II
<b>Characteristic species of <i>Astragalo microcephali</i>-<i>Brometea tomentelli</i></b>											
Th <i>Medicago radiata</i>	.	+1	+1	+1	+1	.	.	+1	+1	.	III
Ch <i>Teucrium polium</i> subsp. <i>polium</i>	.	+1	.	.	+1	.	+1	11	.	+1	III
H <i>Polygonum setosum</i> subsp. <i>setosum</i>	+1	.	.	.	.	+1	.	+1	+1	.	II
Th <i>Bromus japonicus</i> subsp. <i>japonicus</i>	.	+1	.	+1	.	.	+1	.	+1	.	II
H <i>Helichrysum plicatum</i> subsp. <i>plicatum</i>	.	.	.	.	+1	+1	+1	+1	.	.	II
Th <i>Chardinia orientalis</i>	+1	.	.	+1	.	+1	.	.	+1	.	II
Th <i>Ajuga chamaepitys</i> subsp. <i>chia</i>	.	+1	.	+1	+1	.	.	.	.	+1	II
Th <i>Crepis foetida</i> subsp. <i>foetida</i>	+1	.	.	.	+1	.	.	+1	.	.	II
H <i>Scutellaria orientalis</i> subsp. <i>pinnatifida</i>	.	.	.	+1	+1	.	.	.	+1	.	II
H <i>Cota tinctoria</i> var. <i>tinctoria</i>	.	.	.	.	+1	.	.	+1	.	.	I
Ch <i>Astragalus gummifer</i>	.	.	.	.	+1	+1	.	.	.	.	I
Ch <i>Acantholimon venustum</i> var. <i>assyriacum</i>	.	+1	.	.	.	+1	.	.	.	.	I
<b>Companions</b>											
Th <i>Aegilops umbellulata</i>	+1	+1	+1	.	+1	+1	.	+1	.	11	IV
H <i>Eryngium campestre</i> var. <i>virens</i>	+1	+1	.	.	+1	+1	+1	.	+1	+1	IV
Th <i>Erodium cicutarium</i> subsp. <i>cutarium</i>	+1	+1	+1	.	+1	.	.	+1	+1	.	III
H <i>Euphorbia cheiradenia</i>	11	.	+1	.	+1	.	.	+1	11	+1	III
Th <i>Parentucellia latifolia</i> subsp. <i>flaviflora</i>	+1	11	.	+1	.	.	+1	.	+1	+1	III
H <i>Trifolium pratense</i> var. <i>pratense</i>	.	.	+1	.	+1	+1	+1	.	+1	+1	III
Th <i>Senecio vernalis</i>	+1	+1	+1	.	.	.	+1	+1	+1	.	III
Th <i>Alyssum strigosum</i> subsp. <i>strigosum</i>	.	.	+1	+1	+1	.	+1	+1	.	+1	III
Th <i>Alyssum desertorum</i>	+1	.	+1	+1	.	+1	+1	.	.	+1	III
Th <i>Taeniatherum caput-medusae</i> subsp. <i>crinitum</i>	.	+1	+1	.	+1	.	+1	+1	.	11	III
H <i>Linum mucronatum</i> subsp. <i>mucronatum</i>	.	+1	+1	.	+1	.	+1	+1	.	.	III
H <i>Sedum album</i>	+1	11	.	.	.	+1	+1	.	11	.	III
H <i>Alkanna megacarpa</i>	+1	11	.	+1	.	.	+1	.	+1	.	III
G <i>Gagea fibrosa</i>	+1	.	+1	.	.	+1	.	.	+1	+1	III
H <i>Pelargonium endlicherianum</i>	.	+1	.	.	+1	+1	.	.	+1	+1	III
G <i>Ornithogalum narbonense</i>	+1	.	.	.	+1	+1	+1	.	.	+1	III
Th <i>Crupina crupinastrum</i>	+1	.	.	.	+1	.	+1	+1	.	+1	III
H <i>Hypericum thymbrifolium</i>	.	+1	.	.	+1	.	+1	.	11	11	III
Ch <i>Thymus kotschyanus</i> subsp. <i>kotschyanus</i>	+1	.	+1	.	.	+1	.	11	.	+1	III
H <i>Echinops pungens</i> var. <i>pungens</i>	.	11	+1	.	+1	.	+1	.	+1	.	III
G <i>Muscari neglectum</i>	+1	.	.	.	+1	+1	+1	.	.	.	II
H <i>Sanguisorba verrucosa</i>	.	.	.	+1	+1	11	.	+1	.	.	II
H <i>Centaurea consanguinea</i>	+1	.	.	+1	.	.	+1	+1	.	.	II
H <i>Jurinea cataonica</i> subsp. <i>cataonica</i>	+1	.	.	.	+1	.	+1	+1	.	.	II
Th <i>Petrohragia cretica</i>	.	+1	.	.	+1	.	+1	.	.	+1	II
Th <i>Briza minor</i>	.	+1	+1	.	.	+1	+1	.	.	.	II
H <i>Chrysopogon gryllus</i> subsp. <i>gryllus</i>	.	+1	.	.	.	.	.	+1	+1	+1	II
H <i>Cichorium intybus</i>	.	+1	.	.	+1	+1	.	+1	.	.	II
H <i>Prangos peucedanifolia</i>	.	.	.	+1	.	+1	.	+1	.	.	II
H <i>Inula oculus-christi</i>	.	.	+1	.	.	+1	.	.	+1	.	II

Relevé no	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	P
Th <i>Capsella bursa-pastoris</i>	+1	.	+1	.	.	.	.	.	.	+1	II
Th <i>Trifolium aintabense</i>	.	.	+1	+1	.	.	+1	.	.	.	II
H <i>Hordeum bulbosum</i>	.	.	.	+1	<b>+1</b>	.	.	.	+1	.	II
Th <i>Trifolium pilulare</i>	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	.	.	.	+1	II
H <i>Ziziphora capitata</i>	.	.	+1	+1	.	.	.	+1	.	.	II
H <i>Phlomis kurdica</i>	+1	.	.	.	<b>+1</b>	.	.	.	.	+1	II
Th <i>Aegilops neglecta</i>	+1	.	+1	.	<b>+1</b>	.	.	.	.	.	II
Th <i>Rostraria cristata</i> var. <i>cristata</i>	.	+1	.	.	<b>+1</b>	+1	.	.	.	.	II
H <i>Onosma sericea</i>	.	.	+1	.	.	.	.	+1	.	+1	II
Th <i>Trifolium scabrum</i>	.	+1	.	11	.	.	.	.	.	.	I
H <i>Aristolochia maurorum</i>	.	.	.	.	<b>+1</b>	.	.	.	.	+1	I
H <i>Scorzonera kotschyi</i>	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	I
H <i>Echium italicum</i>	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
Th <i>Veronica bozakmanii</i>	.	.	.	.	.	.	.	+1	.	.	I
Th <i>Lapsana communis</i> subsp. <i>intermedia</i> var. <i>intermedia</i>	.	.	.	.	<b>+1</b>	.	.	.	.	.	I

Table 6 – *Phlomido kurdicae*–*Astragaletum gummiferi* ass. nova.

Relevé no	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	P
Size of plot (m <sup>2</sup> )	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	Presence
Parent rock	SERPENTINE													
Inclination (°)	5	10	10	5	10	15	10	15	15	10	15	10	5	
Altitude (m)	1,400	1,410	1,420	1,415	1,420	1,415	1,430	1,470	1,450	1,440	1,430	1,430	1,440	
Exposition	E	S	E	E	W	W	W	W	W	E	E	W	W	
Coverage (%)	60	60	60	65	65	70	70	60	60	60	65	60	60	
LF														
<b>Differential and characteristic species of the association</b>														
Ch <i>Astragalus gummifer</i>	44	44	34	44	44	<b>44</b>	44	44	44	34	34	44	34	V
H <i>Phlomis kurdica</i>	+1	.	.	+1	11	<b>11</b>	+1	.	+1	.	+1	.	+1	IV
<b>Characteristic species of <i>Taneceto orientali</i>-<i>Astragalion gummiferae</i></b>														
H <i>Gundelia tournefortii</i> var. <i>armata</i>	+1	.	.	.	+1	<b>+1</b>	+1	.	+1	.	.	+1	.	III
H <i>Dianthus strictus</i> var. <i>gracilior</i>	.	.	+1	.	.	.	+1	.	.	.	+1	.	.	II
<b>Characteristic species of <i>Onobrychido armenae</i>-<i>Thymetalia leucostomi</i></b>														
H <i>Centaurea virgata</i>	.	+1	.	.	+1	.	+1	+1	.	.	11	+1	.	III
H <i>Scabiosa argentea</i>	.	+1	.	.	.	<b>+1</b>	.	.	+1	+1	.	.	.	II
<b>Characteristic species of <i>Astragalo microcephali</i>-<i>Brometea tomentelli</i></b>														
Ch <i>Teucrium polium</i> subsp. <i>polium</i>	+1	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	+1	.	.	.	+1	+1	III
H <i>Cruciata taurica</i>	+1	.	+1	.	.	<b>+1</b>	.	.	+1	.	+1	.	.	II
Ch <i>Acantholimon venustum</i> var. <i>assyriacum</i>	.	.	+1	.	.	<b>+1</b>	+1	.	.	+1	.	.	+1	II
H <i>Cota tinctoria</i> var. <i>tinctoria</i>	+1	.	.	.	.	<b>+1</b>	+1	.	+1	.	.	.	.	II
H <i>Poa bulbosa</i>	.	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	.	.	.	+1	.	+1	II
H <i>Scutellaria orientalis</i> subsp. <i>pinnatifida</i>	.	+1	.	.	.	<b>+1</b>	+1	.	.	.	+1	.	.	II
Th <i>Medicago rigidula</i> var. <i>rigidula</i>	.	.	.	+1	.	.	.	+1	.	.	.	+1	+1	II
Th <i>Bromus tectorum</i>	+1	.	.	.	+1	<b>+1</b>	.	.	.	.	+1	.	.	II
Th <i>Trifolium arvense</i> var. <i>arvense</i>	.	.	+1	.	.	.	+1	.	.	.	+1	.	+1	II
Th <i>Picnomon acarna</i>	+1	.	.	.	.	<b>+1</b>	.	.	.	+1	.	.	+1	II
H <i>Chrysopogon gryllus</i> subsp. <i>gryllus</i>	.	.	.	.	+1	.	+1	.	+1	.	.	+1	.	II
H <i>Dactylis glomerata</i> subsp. <i>glomerata</i>	.	.	+1	.	.	<b>+1</b>	.	.	.	+1	.	.	+1	II
H <i>Paronychia kurdica</i> subsp. <i>kurdica</i> var. <i>kurdica</i>	.	.	.	+1	.	.	+1	.	+1	.	.	+1	.	II
Th <i>Trifolium campestre</i> subsp. <i>campestre</i> var. <i>campestre</i>	.	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	.	.	.	+1	.	.	II
Th <i>Chardinia orientalis</i>	.	+1	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	I
Th <i>Lamium amplexicaule</i> var. <i>amplexicaule</i>	.	.	.	.	+1	.	.	+1	.	.	.	.	.	I
H <i>Teucrium chamaedrys</i> subsp. <i>chamaedrys</i>	.	.	.	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	I
H <i>Hypericum scabrum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+1	.	.	.	I

Relevé no	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	P
<b>Companions</b>														
H <i>Ziziphora capitata</i>	.	+1	.	+1	.	<b>+1</b>	.	+1	.	+1	+1	.	+1	III
H <i>Eryngium campestre</i> var. <i>virens</i>	+1	+1	.	+1	.	<b>+1</b>	.	+1	.	.	+1	+1	.	III
Th <i>Taeniatherum caput-medusae</i> subsp. <i>crinitum</i>	.	.	+1	+1	+1	.	+1	.	.	+1	.	+1	+1	III
Th <i>Senecio vernalis</i>	+1	.	+1	+1	.	<b>+1</b>	+1	.	.	+1	.	+1	.	III
Th <i>Medicago radiata</i>	.	+1	.	+1	.	<b>+1</b>	.	.	+1	+1	+1	.	.	III
Th <i>Crepis sancta</i> subsp. <i>obovata</i>	.	+1	.	.	+1	<b>+1</b>	.	.	+1	.	.	+1	+1	III
H <i>Hypericum thymbrifolium</i>	.	+1	.	+1	.	<b>+1</b>	+1	+1	+1	.	.	.	.	III
Th <i>Aegilops umbellulata</i>	.	.	+1	.	+1	<b>+1</b>	+1	.	.	+1	.	+1	.	III
Th <i>Xeranthemum annuum</i>	+1	.	.	+1	.	.	.	+1	.	+1	+1	.	+1	III
H <i>Centaurea iberica</i>	.	.	+1	+1	.	<b>+1</b>	.	+1	.	.	+1	.	+1	III
H <i>Salvia multicaulis</i>	.	+1	.	.	+1	<b>+1</b>	.	.	+1	.	.	.	+1	II
H <i>Lotus gebelia</i> var. <i>gebelia</i>	+1	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	.	.	+1	+1	.	.	II
Th <i>Adonis aestivalis</i> subsp. <i>aestivalis</i>	.	.	+1	+1	.	<b>+1</b>	+1	.	.	+1	.	.	.	II
H <i>Linum mucronatum</i> subsp. <i>mucronatum</i>	.	.	+1	.	.	<b>+1</b>	+1	.	+1	.	.	.	.	II
Ch <i>Thymus kotschyanus</i> subsp. <i>kotschyanus</i>	.	.	+1	.	.	<b>+1</b>	+1	.	.	.	+1	.	.	II
Th <i>Callipeltis cucullaris</i>	+1	.	.	.	.	.	.	+1	.	+1	.	.	+1	II
Th <i>Androsace maxima</i>	+1	.	+1	.	.	<b>+1</b>	.	.	.	+1	.	.	+1	II
Th <i>Trifolium pauciflorum</i>	+1	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	+1	.	.	.	.	+1	II
Th <i>Crupina crupinastrum</i>	+1	.	.	.	+1	.	+1	+1	.	.	.	+1	.	II
H <i>Alkanna megacarpa</i>	.	.	+1	.	+1	.	+1	.	.	.	.	+1	.	II
Th <i>Malva neglecta</i>	.	+1	.	.	.	<b>+1</b>	+1	+1	.	.	+1	.	.	II
Th <i>Lens culinaris</i> subsp. <i>orientalis</i>	+1	.	.	.	+1	.	.	+1	.	.	+1	.	.	II
Th <i>Petrorhagia cretica</i>	.	.	+1	.	+1	<b>+1</b>	.	.	.	.	+1	.	.	II
Th <i>Aegilops neglecta</i>	.	.	.	+1	+1	.	.	.	.	+1	.	.	.	II
Th <i>Avena sterilis</i> subsp. <i>sterilis</i>	.	+1	.	.	.	.	+1	+1	+1	.	.	.	.	II
Th <i>Trigonella coelesyriaca</i>	.	.	.	.	+1	<b>+1</b>	+1	.	.	.	.	+1	.	II
Th <i>Trifolium aintabense</i>	.	.	+1	.	.	.	+1	.	.	.	+1	.	+1	II
H <i>Centaurea consanguinea</i>	+1	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	.	.	.	+1	.	.	II
H <i>Medicago sativa</i> subsp. <i>sativa</i>	+1	.	.	.	.	<b>+1</b>	.	+1	.	.	.	.	.	II
H <i>Anchusa azurea</i> var. <i>azurea</i>	.	.	.	.	.	<b>+1</b>	+1	.	.	+1	.	.	.	II
Th <i>Parentucellia latifolia</i> subsp. <i>flaviflora</i>	.	+1	.	.	.	<b>+1</b>	.	.	+1	.	.	.	.	II
H <i>Scorzonera tomentosa</i>	.	.	.	+1	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	I
Th <i>Centaurea solstitialis</i> subsp. <i>solstitialis</i>	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+1	I
Th <i>Trifolium pilulare</i>	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	+1	.	I
H <i>Convolvulus arvensis</i>	.	.	.	.	+1	.	.	+1	.	.	.	.	.	I
H <i>Anarrhinum orientale</i>	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	+1	.	I
H <i>Echinops pungens</i> var. <i>pungens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+1	.	.	I
H <i>Teucrium multicaule</i>	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	I

Table 7 – *Helichryso plicati*-*Polygonetum setosi* ass. nova.

Relevé no	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	P
Size of plot (m <sup>2</sup> )	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	
Parent rock	SERPENTINE												
Inclination (°)	10	10	15	15	20	20	20	20	20	10	20	15	Presence
Altitude (m)	1,260	1,260	1,265	1,260	1,270	1,280	1,275	1,265	1,265	1,260	1,270	1,260	
Exposition	SE	E	NW	NW	NW	NW	NW	NW	W	E	NW	W	
Coverage (%)	65	60	65	65	70	70	70	70	70	65	65	65	
LF													
<b>Differential and characteristic species of the association</b>													
Ch <i>Polygonum setosum</i> subsp. <i>setosum</i>	33	34	34	34	34	34	34	<b>34</b>	34	34	33	34	V
H <i>Helichrysum plicatum</i> subsp. <i>plicatum</i>	11	.	11	11	.	.	12	<b>12</b>	11	11	.	.	IV
<b>Characteristic species of <i>Taneceto orientali</i>-<i>Astragalion gummiferae</i></b>													
Ch <i>Astragalus gummifer</i>	12	.	12	.	.	.	.	<b>12</b>	.	12	.	12	III
H <i>Phlomis kurdica</i>	.	11	.	.	.	.	12	.	.	11	.	+1	II
H <i>Gundelia tournefortii</i> var. <i>armata</i>	+1	.	.	.	+1	+1	+1	.	.	+1	.	.	II
H <i>Dianthus strictus</i> var. <i>gracilior</i>	.	.	+1	.	.	.	+1	.	.	+1	.	.	II

Relevé no	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	P
<b>Characteristic species of <i>Onobrychido armenae-Thymetalia leucostomi</i></b>													
H <i>Centaurea virgata</i>	+1	.	11	.	+1	.	.	<b>11</b>	+1	.	+1	.	III
<b>Characteristic species of <i>Astragalo microcephali-Brometea tomentelli</i></b>													
Ch <i>Teucrium polium</i> subsp. <i>polium</i>	.	11	.	11	.	11	.	<b>11</b>	11	+1	.	+1	IV
Th <i>Bromus tectorum</i>	.	+1	.	.	11	+1	+1	<b>11</b>	.	.	11	.	III
H <i>Cruciata taurica</i>	+1	11	.	11	.	.	.	<b>+1</b>	.	.	+1	11	III
Th <i>Medicago rigidula</i> var. <i>rigidula</i>	+1	.	11	+1	.	.	+1	<b>11</b>	+1	.	.	.	III
H <i>Paronychia kurdica</i> subsp. <i>kurdica</i> var. <i>kurdica</i>	.	.	+1	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	+1	.	+1	III
H <i>Dactylis glomerata</i> subsp. <i>glomerata</i>	.	.	.	+1	+1	.	.	.	.	+1	.	+1	II
H <i>Potentilla recta</i>	+1	.	.	+1	.	.	+1	.	.	+1	.	.	II
H <i>Stipa arabica</i>	.	.	+1	.	.	.	.	<b>+1</b>	.	+1	.	+1	II
H <i>Poa bulbosa</i>	.	+1	.	+1	.	.	.	.	+1	.	.	.	II
Th <i>Xeranthemum annuum</i>	.	+1	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	+1	II
Ch <i>Acantholimon venustum</i> var. <i>assyriacum</i>	+1	.	.	.	.	.	.	<b>+1</b>	.	.	.	+1	II
Th <i>Chardinia orientalis</i>	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	+1	.	I
H <i>Hypericum scabrum</i>	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
Th <i>Lapsana communis</i> subsp. <i>intermedia</i> var. <i>intermedia</i>	.	.	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	I
<b>Companions</b>													
H <i>Ziziphora capitata</i>	+1	.	+1	.	.	+1	+1	<b>+1</b>	.	.	+1	+1	IV
Th <i>Aegilops umbellulata</i>	+1	.	+1	.	+1	.	+1	<b>+1</b>	.	+1	.	+1	IV
H <i>Chrysopogon gryllus</i> subsp. <i>gryllus</i>	+1	+1	.	+1	.	.	+1	<b>+1</b>	+1	.	+1	.	IV
H <i>Lotus gebelia</i> var. <i>gebelia</i>	.	+1	+1	.	+1	.	+1	<b>+1</b>	.	+1	.	.	III
H <i>Medicago sativa</i> subsp. <i>sativa</i>	+1	.	.	+1	.	+1	.	.	+1	+1	.	+1	III
Th <i>Trifolium campestre</i> subsp. <i>campestre</i> var. <i>campestre</i>	.	.	.	+1	+1	.	+1	.	+1	+1	.	+1	III
H <i>Centaurea iberica</i>	.	+1	.	.	+1	.	+1	<b>+1</b>	.	+1	+1	.	III
G <i>Muscari neglectum</i>	+1	.	.	+1	.	+1	.	<b>+1</b>	+1	.	.	11	III
H <i>Eryngium campestre</i> var. <i>virens</i>	+1	+1	.	.	11	.	.	<b>+1</b>	.	.	11	11	III
H <i>Sedum album</i>	.	11	.	.	+1	.	+1	<b>+1</b>	.	+1	+1	.	III
H <i>Linum mucronatum</i> subsp. <i>mucronatum</i>	11	+1	.	11	12	.	.	.	.	.	11	.	III
Th <i>Taeniatherum caput-medusae</i> subsp. <i>crinatum</i>	.	.	+1	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	+1	.	+1	III
Th <i>Trifolium aintabense</i>	.	.	+1	.	.	+1	.	<b>+1</b>	+1	.	.	+1	III
Th <i>Centaurea solstitialis</i> subsp. <i>solstitialis</i>	.	.	+1	+1	.	+1	.	<b>+1</b>	.	+1	.	.	III
Ch <i>Thymus kotschyanus</i> subsp. <i>kotschyanus</i>	+1	.	+1	.	.	.	.	<b>+1</b>	.	+1	.	+1	III
Th <i>Helianthemum ledifolium</i>	+1	.	.	+1	.	+1	.	.	+1	+1	.	.	III
H <i>Euphorbia cheiradenia</i>	+1	.	+1	.	+1	.	.	.	+1	.	+1	.	III
Th <i>Senecio vernalis</i>	.	+1	.	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	+1	.	.	II
H <i>Anarrhinum orientale</i>	.	+1	.	.	+1	.	+1	.	.	+1	.	.	II
H <i>Hordeum bulbosum</i>	.	+1	.	.	+1	.	.	.	+1	.	.	+1	II
Th <i>Erysimum repandum</i>	+1	.	.	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	+1	.	.	II
Th <i>Crupina crupinastrum</i>	.	.	.	.	+1	.	+1	<b>+1</b>	.	.	.	+1	II
H <i>Sanguisorba verrucosa</i>	.	+1	.	.	.	.	+1	<b>+1</b>	.	.	.	+1	II
H <i>Anchusa azurea</i> var. <i>azurea</i>	+1	.	.	.	.	.	.	<b>+1</b>	+1	+1	.	.	II
Th <i>Trifolium scabrum</i>	+1	.	.	+1	.	+1	.	.	+1	.	.	.	II
H <i>Cichorium intybus</i>	.	+1	.	.	+1	.	.	<b>+1</b>	.	.	.	.	II
Th <i>Securigera cretica</i>	.	.	+1	.	.	.	.	<b>+1</b>	.	.	.	+1	II
H <i>Lotus corniculatus</i> var. <i>corniculatus</i>	.	.	+1	.	.	.	+1	.	.	+1	.	.	II
Th <i>Erodium cicutarium</i> subsp. <i>cutarium</i>	.	+1	.	.	+1	.	.	<b>+1</b>	.	.	.	.	II
H <i>Cirsium vulgare</i>	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	+1	.	I
H <i>Echium italicum</i>	.	.	.	.	.	+1	.	.	+1	.	.	.	I
H <i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>leiosperma</i>	.	.	+1	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	I
H <i>Teucrium multicaule</i>	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	+1	.	.	I
H <i>Aristolochia maurorum</i>	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	I

**Table 8 – *Rubo sancti–Salicetum cinereae* ass. nova.**

Relevé no	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	P
Size of plot (m <sup>2</sup> )	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	
Parent rock					SERPENTINE						
Inclination (°)	1	1	2	1	2	1	1	2	1	1	Presence
Altitude (m)	1,255	1,255	1,255	1,255	1,255	1,255	1,255	1,255	1,255	1,255	
Exposition	NE	NE	NE	NE	NE	SW	SW	SW	SW	SW	
Coverage (%)	70	70	65	70	65	70	70	70	70	70	
LF											
<b>Differential and characteristic species of the association</b>											
Ph <i>Salix cinerea</i> var. <i>cinerea</i>	34	44	34	34	34	44	44	<b>44</b>	44	34	V
Ph <i>Rubus sanctus</i>	.	+1	+1	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	+1	III
<b>Companions</b>											
H <i>Veronica anagallis-aquatica</i>	.	.	+1	.	+1	+1	+1	<b>+1</b>	.	+1	III
H <i>Lythrum salicaria</i>	+1	.	.	+1	.	+1	.	<b>+1</b>	+1	+1	III
H <i>Phragmites australis</i>	+1	.	+1	.	.	+1	.	<b>+1</b>	+1	.	III
H <i>Mentha longifolia</i> subsp. <i>typhoides</i>	+1	.	+1	.	+1	+1	+1	<b>+1</b>	.	.	III
Th <i>Trifolium pauciflorum</i>	+1	+1	+1	+1	.	.	.	<b>+1</b>	.	+1	III
G <i>Dactylorhiza iberica</i>	.	.	+1	.	+1	.	+1	<b>+1</b>	+1	.	III
Th <i>Trifolium pilulare</i>	.	+1	+1	+1	.	.	+1	<b>+1</b>	.	.	III
Th <i>Trifolium arvense</i> var. <i>arvense</i>	+1	.	.	+1	+1	.	+1	.	+1	.	III
H <i>Trifolium pratense</i> var. <i>pratense</i>	+1	+1	.	.	+1	.	.	<b>+1</b>	.	+1	III
H <i>Plantago lanceolata</i>	.	+1	.	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	.	II
H <i>Agrimonia eupatoria</i> subsp. <i>eupatoria</i>	.	+1	.	.	+1	.	.	<b>+1</b>	.	+1	II
H <i>Rumex tuberosus</i> subsp. <i>tuberosus</i>	.	+1	.	.	+1	.	.	<b>+1</b>	+1	.	II
Pt <i>Equisetum arvense</i>	.	+1	.	.	.	+1	+1	.	.	+1	II
Ph <i>Tamarix smyrnensis</i>	+1	.	.	.	+1	.	.	<b>+1</b>	.	+1	II
Ph <i>Rosa canina</i>	.	+1	.	+1	.	+1	.	.	.	+1	II
Th <i>Parentucellia latifolia</i> subsp. <i>flaviflora</i>	.	+1	.	.	+1	.	.	<b>+1</b>	.	+1	II
H <i>Dipsacus laciniatus</i>	.	+1	.	.	+1	.	.	<b>+1</b>	.	+1	II
Ph <i>Cotoneaster nummularius</i>	.	.	.	.	.	+1	.	<b>+1</b>	+1	+1	II
H <i>Cyperus longus</i> subsp. <i>longus</i>	.	+1	.	.	.	+1	.	<b>+1</b>	.	.	II
H <i>Dactylis glomerata</i> subsp. <i>glomerata</i>	.	.	+1	.	.	+1	.	<b>+1</b>	+1	.	II
H <i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>leiosperma</i>	.	.	+1	.	.	+1	.	.	+1	.	II
Ph <i>Populus nigra</i> subsp. <i>nigra</i>	.	+1	.	.	+1	.	.	<b>+1</b>	.	.	II
Th <i>Trifolium scabrum</i>	+1	.	.	.	+1	.	+1	.	.	.	II
H <i>Lotus corniculatus</i> var. <i>corniculatus</i>	.	.	.	+1	+1	.	.	.	.	.	I
Th <i>Bromus tectorum</i>	.	+1	.	.	.	+1	.	.	.	.	I
Ph <i>Crataegus monogyna</i> var. <i>monogyna</i>	.	.	.	+1	.	+1	.	.	.	.	I
Th <i>Briza minor</i>	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	I
G <i>Allium scorodoprasum</i> subsp. <i>rotundum</i>	.	.	.	.	.	+1	.	.	.	.	I
H <i>Cirsium vulgare</i>	.	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	I
Th <i>Poa bulbosa</i>	.	+1	.	.	.	.	.	.	.	.	I

## Discussion

Due to its location, the natural vegetation around the town of Sürgü, which is open to settlements, has been destroyed by the effect of anthropogenic factors from past to present. Among these anthropogenic factors, agriculture and animal husbandry activities are the most important livelihood options. In addition, another anthropogenic influence on the vegetation of the region is the reforestation of the dam basin in order to prevent the reservoir from filling with sediments. This leads to the danger of losing the natural vegetation

of the region which is clearly observed in the study area, especially in terms of steppe vegetation (about 110 hectares left) and oak forest (about 50 hectares left).

In addition, dams may induce changes in the vegetation of the region due to changes in the microclimate of the region where they are built. Therefore, it is very important to determine the natural vegetation and the plant species inhabited on the site before the construction of the dam. Unfortunately, this kind of work has not been done for our study area which could facilitate assessment and evaluation of the successional alterations of vegetation.

Table 9 – *Salici cinereae–Elaeagnetum angustifoliae* ass. nova.

Relevé no	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	P
Size of plot (m <sup>2</sup> )	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	
Parent rock	SERPENTINE										
Inclination (°)	1	1	1	1	2	1	1	2	1	1	Presence
Altitude (m)	1,255	1,255	1,255	1,255	1,255	1,255	1,255	1,255	1,255	1,255	
Exposition	W	W	W	W	W	E	E	E	E	E	
Coverage (%)	75	70	75	75	75	70	65	70	70	70	
LF											
<b>Differential and characteristic species of the association</b>											
Ph	<i>Elaeagnus angustifolia</i> var. <i>angustifolia</i>	34	34	44	44	34	34	44	34	34	V
Ph	<i>Salix cinerea</i> var. <i>cinerea</i>	.	.	+1	+1	.	+1	.	+1	.	III
<b>Companions</b>											
H	<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	.	+1	+1	.	.	+1	+1	+1	.	III
H	<i>Agrimonia eupatoria</i> subsp. <i>eupatoria</i>	+1	.	+1	+1	.	+1	.	+1	.	III
H	<i>Prunella vulgaris</i>	.	+1	+1	.	+1	.	+1	+1	.	III
H	<i>Nasturtium officinale</i>	+1	.	+1	+1	.	.	.	+1	+1	III
G	<i>Muscari neglectum</i>	+1	.	+1	.	+1	.	.	+1	+1	III
H	<i>Cyperus longus</i> subsp. <i>longus</i>	.	+1	+1	.	+1	+1	.	+1	.	III
G	<i>Dactylorhiza iberica</i>	+1	.	+1	+1	.	.	+1	.	+1	III
H	<i>Ranunculus sericeus</i>	+1	.	+1	+1	.	.	+1	+1	.	III
H	<i>Lythrum salicaria</i>	.	+1	+1	.	+1	.	+1	.	.	II
H	<i>Phragmites australis</i>	.	.	.	.	+1	.	.	+1	.	II
H	<i>Dipsacus laciniatus</i>	.	+1	.	.	+1	.	+1	.	+1	II
H	<i>Dactylis glomerata</i> subsp. <i>glomerata</i>	.	.	+1	.	+1	.	+1	.	+1	II
H	<i>Lotus corniculatus</i> var. <i>corniculatus</i>	.	+1	+1	.	.	+1	.	.	.	II
H	<i>Ononis spinosa</i> subsp. <i>leiosperma</i>	.	.	+1	.	+1	.	+1	.	+1	II
Th	<i>Briza minor</i>	.	.	.	+1	+1	.	.	+1	+1	II
H	<i>Trifolium pratense</i> var. <i>pratense</i>	+1	.	.	+1	.	+1	.	+1	.	II
H	<i>Plantago lanceolata</i>	.	+1	+1	.	.	.	+1	.	.	II
H	<i>Potentilla recta</i>	+1	.	+1	.	+1	.	.	+1	.	II
H	<i>Medicago sativa</i> subsp. <i>sativa</i>	+1	.	+1	.	+1	.	.	+1	.	II
Pt	<i>Equisetum arvense</i>	.	+1	.	+1	.	.	+1	.	.	II
H	<i>Cichorium intybus</i>	.	.	.	+1	.	+1	.	+1	.	II
Ph	<i>Pyrus elaeagnifolia</i> subsp. <i>kotschyana</i>	.	.	+1	+1	.	.	.	.	.	I
H	<i>Teucrium chamaedrys</i> subsp. <i>chamaedrys</i>	.	.	.	+1	.	.	.	.	+1	I
Ph	<i>Rubus sanctus</i>	.	.	+1	.	.	.	+1	.	.	I
H	<i>Inula oculus-christi</i>	.	+1	.	.	.	+1	.	.	.	I
Th	<i>Crepis foetida</i> subsp. <i>foetida</i>	.	.	.	.	.	+1	.	.	+1	I
Ph	<i>Crataegus monogyna</i> var. <i>monogyna</i>	.	.	.	.	.	.	.	+1	+1	I
H	<i>Rumex tuberosus</i> subsp. <i>tuberosus</i>	.	.	+1	.	.	.	.	+1	.	I
Ph	<i>Cotoneaster nummularius</i>	.	.	+1	.	.	+1	.	.	.	I
Ph	<i>Juniperus oxycedrus</i> subsp. <i>oxycedrus</i> var. <i>oxycedrus</i>	.	.	.	+1	.	.	.	.	.	I

While a large part of the study area is composed of alkaline red brown soils and lime-free forest soils, there are colluvial soils at the edges of the Sürgü stream. The most important reasons for this are precipitation and climate characteristics.

Turkey is highly sensitive to floods and erosion due to its high and rugged topography, susceptibility to erosion of geological structures and soil, characteristics of semi-arid climatic conditions, severe and sudden downpours. Forests-scrubs and steppes with shallow and/or very shallow soil of Doğanşehir district are subject to severe and very severe

erosion (Anonymous 1984). Severe erosion means that 100% of the topsoil and 25% of the subsoil are lost, and very severe erosion means that 100% of the topsoil and 25-75% of the subsoil are lost (Asar *et al.* 2007).

The ophiolitic series in Anatolia are mainly composed of harzburgite, dunite, diabase and gabbros and are mostly chloritized, serpentinized and sericitized (Pinar Erdem 2015), and the serpentinization is very common in the study area. Biologically, serpentine areas often contain poor vegetation when compared to the surrounding areas. This poor vegetation also promotes erosion and causes high soil

temperatures (Brady *et al.* 2005). Here, it was observed that the area of the study dominated by serpentine bedrock has low vegetation cover and is susceptible to erosion. For this reason, afforestation in the areas like surroundings of the Sürgü Dam attracts attention. Sürgü Dam surrounding is geographically located in Eastern Anatolia Region and in the Irano-Turanian phytogeographical region. As a result of the phytosociological study about the vegetation about Sürgü Dam surroundings, seven syntaxa are determined; two of them belong to degraded forest, three of them belong to steppe and two of them belong to riparian vegetation.

*Thymo kotschyani*–*Juniperetum oxycedri*, one of the two associations representing the degraded forest vegetation in the study area, flourishes on the hilly area in the northern part of the Sürgü Dam Reservoir. This association, on the hilly area on the slopes facing east, has low vegetation cover and its understory has been destroyed. The physiognomy of the association is dominated by *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus*; this species shows a wide distribution throughout Mediterranean countries, Syria, Turkey, Caucasus and North Iran (Davis 1965-1985). In Turkey, except Tuz Gölü (in English “Salt Lake”) surroundings and Eastern Anatolia, it spreads everywhere (Davis 1965-1985).

The other association belonging to the degraded forest vegetation is *Securigero varia*–*Quercetum cerridis* and its dominant species is *Quercus cerris*, a Mediterranean element. It has a wide geographical distribution in Middle and Southeastern Europe and Central Asia, also in Turkey, except for Northeastern and Eastern Anatolia (Yaltrık & Efe, 2000). Besides this taxon is found in small communities within *Pinus brutia* afforestation area around the dam reservoir.

One of the three associations representing the steppe vegetation is *Gundelio armata*–*Fumanetum aciphyllae* and its dominant species is *Fumana aciphylla* which is Irano-Turanian element spreading mainly in Central Anatolia in Turkey. In the distribution area of this association, there are very small groups of rare *Quercus cerris* and *Juniperus oxycedrus* subsp. *oxycedrus* species observed. This may be a proof of how they are transformed into a steppe vegetation as a result of the regressive succession.

Another vegetation belonging to the steppe vegetation is *Phlomido kurdicae*–*Astragaletum*

*gummiferi*. *Astragalus gummifer*, an Irano-Turanian element, determines the physiognomy of the association and spreads in Turkey, Transcaucasia, Cyprus, Western and Northern Syria, Northern Iraq and Iran (except South). In Turkey, it is found in Central and Southern Anatolia (Davis 1965-1985). In this study, this association has been seen from the south of the Hudut village to the Kalecik village where oak forests were destroyed. It is also seen placely in the understory of the oak forest community.

The last association representing the steppe vegetation is *Helichryso plicati*–*Polygonetum setosi*. *Polygonum setosum*, an Irano-Turanian element, is the dominant species of the association and spreads generally in Turkey and western and northwestern parts of Iran. In Turkey, this species spreads mainly in Eastern Anatolia (Davis 1965-1985).

One of two associations representing the riparian vegetation in the study area is *Rubosanti*–*Salicetum cinereae*, it spreads on the Sürgü stream side which is the water resource of the reservoir. *Salix cinerea* var. *cinerea* determines the physiognomy of the association and spreads generally in Central and Northwest Anatolia in Turkey (Davis 1965-1985).

The other association representing the riparian vegetation is *Salici cinereae*–*Elaeagnetum angustifoliae*. *Elaeagnus angustifolia* var. *angustifolia*, probably of Central Asian origin, determines the physiognomy of the association and spreads from Europe to Caucasus, Syria, Iran, Afghanistan and Pakistan. In Turkey, its natural distribution is suspicious but this species growing on streamsides is common (Davis 1965-1985).

*Quercus cerris*, *Astragalus gummifer* and *Elaeagnus angustifolia* var. *angustifolia* are determined as the dominant type for syntaxa identified in various phytosociological studies carried out in different parts of Turkey. The associations identified with these taxa in the study area are compared according to the similarity index of Sørensen (1948) with the associations identified with these taxa in other studies (table 10).

Similarity ratios of *Securigero varia*–*Quercetum cerridis*, *Phlomido kurdicae*–*Astragaletum gummiferi* and *Salici cinereae*–*Elaeagnetum angustifoliae* identified in the study area comparing the determined associations were below 50%, so these associations new to the world of science. The similarity

**Table 10 – Similarity of Sürgü associations according to the references.**

Sürgü Associations	Refences	Compared Associations	Localities	Similarity rate (%)
<i>Securigero variaae–Quercetum cerridis</i>	Aydoğdu, 1988	<i>Carici–Quercetum cerridis</i>	Among Çankırı, Çorum and, Sungurlu	14.81
	Ekim & Akman, 1990	<i>Paeonio peregrinaae–Quercetum cerridis</i>	Sündiken Mountains (Eskişehir)	8.19
	Kutbay & Kılınc, 1995	<i>Carpino–Quercetum cerridis</i>	Nebyan Mountain (Bafra/Samsun)	5.21
	Karaer et al., 1999	<i>Cephalanthero rubraae–Quercetum cerridis</i>	Kelkit Valley	9.67
	Varol & Tatlı, 2001	<i>Galio tenuissimi–Quercetum cerridis</i>	Çimen Mountain (Kahramanmaraş).	16.32
	Özen & Kılınc, 2002	<i>Carpino–Quercetum cerridis</i>	Kunduz Mountains (Vezirköprü/Samsun)	8.00
	Hamzaoğlu & Duran, 2004	<i>Jasmino fruticantis–Quercetum cerridis</i>	Dinek Mountain (Kırıkkale)	9.52
	Tatlı et al., 2005	<i>Trifolio physodis–Quercetum cerridis</i>	Gümüş Mountain (Türkiye)	12.37
	Türe et al., 2005	<i>Argyrolobio biebersteinii–Quercetum cerridis</i>	Bithynia, Northwest Anatolia	14.81
	Vural et al., 2007	<i>Quercetum macrolepidi–cerridis</i>	Büyükhemit Stream (Delice/ Kırıkkale)	9.00
	Kargioğlu, 2007	<i>Quercetum vulcanicaae–cerridis</i>	Ahırdağı (Afyonkarahisar).	8.19
	Sağlam, 2007	<i>Sileno squamigeri–Quercetum cerridis</i>	Davras Mountain (Isparta)	9.61
	Korkmaz et al., 2011	<i>Corno maris–Quercetum cerridis</i>	Kızılırmak Valley	7.84
	<i>Phlomido kurdicaae–Astragaletum gummiferi</i>	Ocakverdi & Çetik, 1987	<i>Scorzonero–Astragaletum gummiferi</i>	Seydişehir (Konya)
Duman, 1995		<i>Thymo kotschyani–Astragaletum gummiferii</i>	Engizek Mountain (Kahramanmaraş)	17.39
Behçet, 1999		<i>Thymo–Astragaletum gummiferi</i>	Baskil (Elazığ)	30.15
Şanda et al., 2000		<i>Astragaletum bounacantho–gummiferae</i>	Among Hadim (Konya), Ermenek and, Bucakkişla (Karaman)	9.34
<i>Salici cinereaae–Elaeagnetum angustifoliae</i>	Karaer et al., 1999	<i>Periploco graecae–Elaeagnetum angustifoliae</i>	Kelkit Valley	18.91

ratio of *Phlomido kurdicaae–Astragaletum gummiferi* from the study area and the association from the study of Behçet (1999) in Baskil (Elazığ) was found as 30.15%. The reason why the similarity ratio is found so high when compared with the other association is the geographic locations of the two study areas are so close to each other and they belong to the Irano-Turanian phytogeographical region.

There is no phytosociological study determining the *Thymo kotschyani–Juniperetum oxycedri*, *Gundelio armataae–Fumanetum aciphyllae*, *Helichryso plicati–Polygonetum setosi* and *Rubo sancti–Salicetum cinereaae* associations identified from the study area. For this reason, these associations are new to the world of science.

Examining the chorology of the taxa in the plant associations identified in the study area, it is seen that Irano-Turanian elements are high in the area. This result may be considered as an indicator that the area is included in the Irano-Turanian phytogeographical region (figure 3).

According to Zohary (1973), the Mesopotamian province of Iran-Turan phytogeographic region, in where the study area is located, is characterised by chamaephytes and hemicryptophytes. When the life forms of the taxa identified from the study area are evaluated according to Raunkiær (1934), this result is confirmed. Also the high rate of therophytes shows that the study area is under the effect of the semi-arid type of the Mediterranean climate (figure 4).

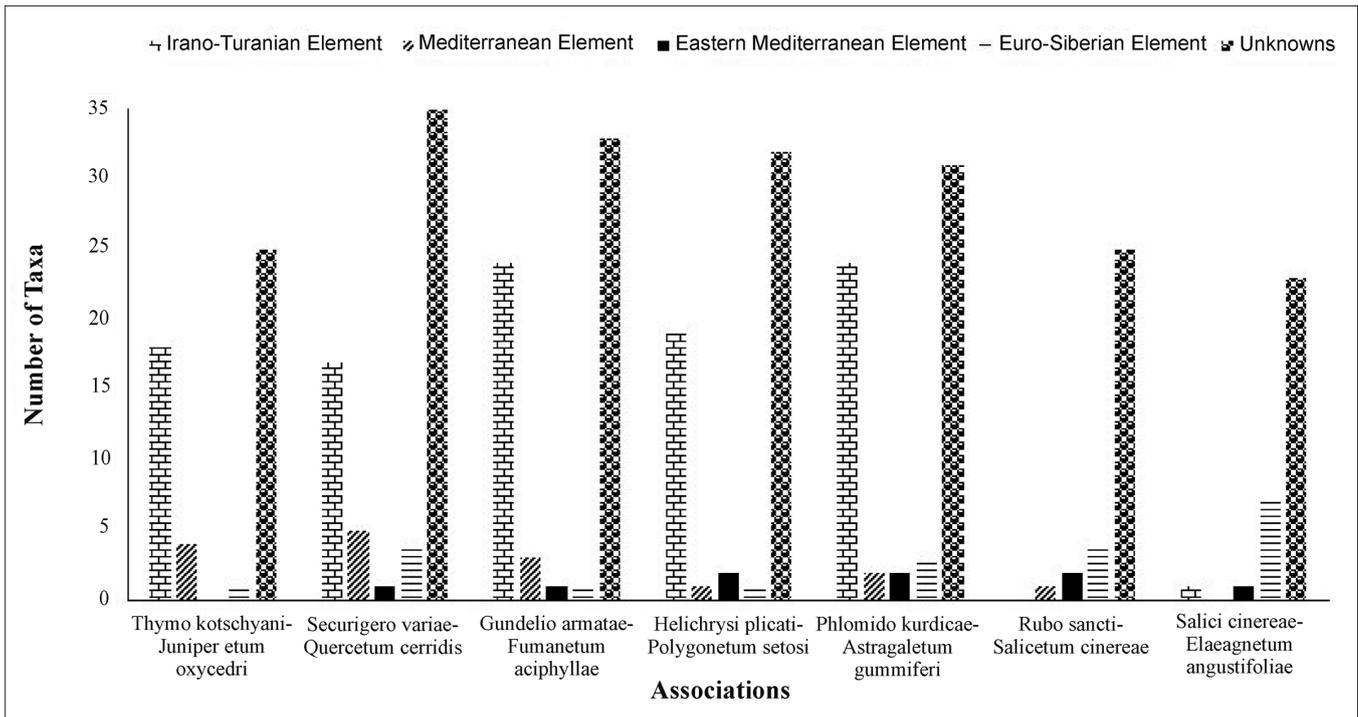


Figure 3 – Chorological spectrum of the associations.

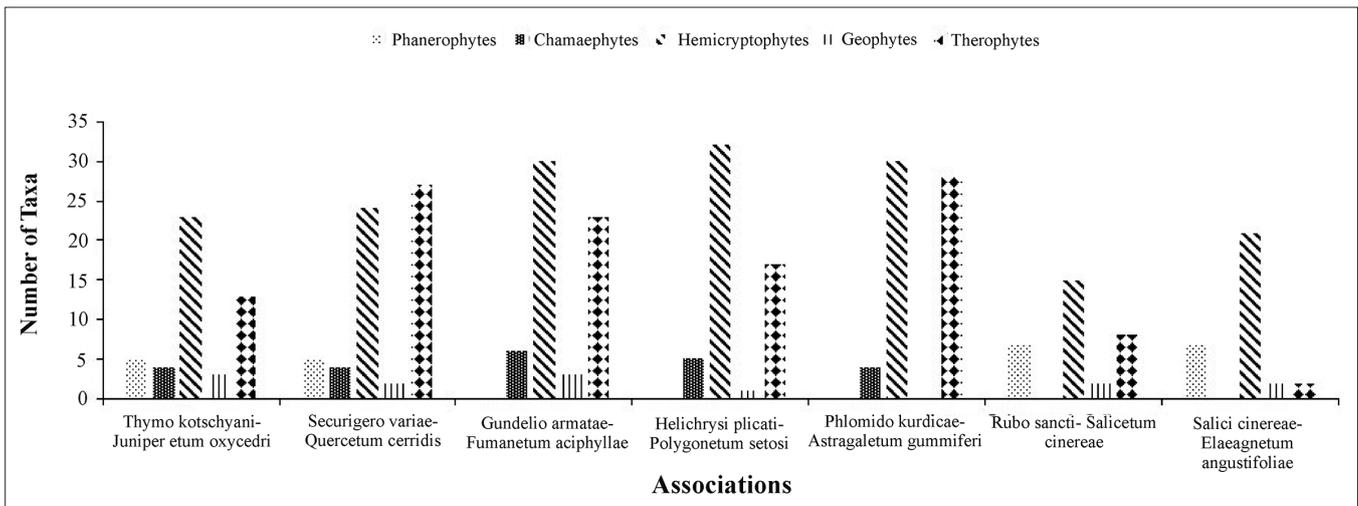


Figure 4 – Life form spectrum of the associations.

As a result of evaluating the vegetation of the study area according to the Braun-Blanquet's method (1932), seven new syntaxa were determined. Syntaxa belonging to the riparian vegetation could not be attached to any upper syntaxonomic unit. Phytosociological classification of these syntaxa will be possible with further detailed studies. Other syntaxa and the upper syntaxonomic units to which they are attached are as follows:

• **Degraded Forest Vegetation:**

Class: *Quercetea pubescentis* Doing-Kraft ex Scamoni & H. Passarge 1959.

Order: *Quercu pseudocerridis-Cedretalia libani* Barbero, R.J. Loisel & Quézel 1974.

Alliance: *Ostryo carpinifoliae-Quercion pseudocerridis* Quézel, Barbero & Akman 1978.

– Association: *Thymo kotschyani-Juniperetum oxycedri* ass. nova.

– Association: *Securigero variaie-Quercetum cerridis* ass. nova.

## • Steppe Vegetation

Class: *Astragalo microcephali–Brometea tomentelli* Quézel 1973.

Order: *Onobrychido armenae–Thymetalia leucostomi* Akman, Ketenoğlu & Quézel 1985.

Alliance: *Astragalo erythrotaeni–Gundelion armatae* Kaya & Ketenoğlu 2010.

– Association: *Gundelio armatae–Fumanetum aciphyllae* ass. nova.

Alliance: *Tanaceto orientalis–Astragalion gummiferae* Kaya & Ketenoğlu 2010.

– Association: *Phlomido kurdicae–Astragaletum gummiferi* ass. nova.

– Association: *Helichryso plicati–Polygonetum setosi* ass. nova.

## • Riparian Vegetation

– Association: *Rubo sancti–Salicetum cinereae* ass. nova.

– Association: *Salici cinereae–Elaeagnetum angustifoliae* ass. nova.

## Acknowledgments

We thank the Biologist Salih Bozancı, who helped with the fieldwork, and Harran University Scientific Research Commission (Project No: 16016) that provided financial support.

## References

- Akman, Y. (1982). Climats et bioclimats en Turquie. *Ecologia Mediterranea* 8(1/2), 73-87.
- Akman, A., Ketenoğlu, O. & Quézel, P. (1985). A new syntaxon from central Anatolia. *Ecologia Mediterranea*. 11 (2/3), 111-121.
- Akman, Y. (1995). *Türkiye Orman Vegetasyonu*. Ankara Üniversitesi Fen Fakültesi Yayınları, Ankara.
- Aksoy, N., Tuğ, G.N. & Eminağaoğlu, Ö. (2014). Türkiye'nin Vegetasyon Yapısı. In: Akkemik, Ü. (ed) *Türkiye'nin Doğal-Egzotik Ağaç ve Çaluları*. Vol. I. Orman Genel Müdürlüğü Yayınları, Ankara.
- Anonymous. (1984). *Malatya İli Arazi Varlığı*. Tarım ve Orman Köy İşleri Bakanlığı, Toprak Su Genel Müdürlüğü Yayınları, Yayın No: 44, Genel Yayın No: 759, Ankara.
- Anonymous. (1990). *Türkiye'nin biyolojik zenginlikleri*. Türkiye Çevre Sorunları Vakfı Yayını, Ankara.
- Anonymous. (2015). *Doğanşehir meteoroloji istasyonu rasat verileri*. DMİ Genel Müdürlüğü Araştırma

- ve Bilgi İşlem Dairesi Başkanlığı Arşivi, Ankara.
- Asar, M., Yalçın, S., Yücel, G., Nadaroğlu, Y., & Erciyas, H. (2007). Zirai Meteoroloji. Çevre ve Orman Bakanlığı, Devlet Meteoroloji İşleri Genel Müdürlüğü Yayınları, e-kitap. Available at: <https://mgm.gov.tr/FILES/genel/kitaplar/zirai-meteoroloji.pdf> [Accessed: 17 June, 2017].
- Avcı, M. (2004). Türkiye Bitkilerinin İsimlendirilmesinde Coğrafi Özelliklerin Etkisi. *İstanbul Üniversitesi Coğrafya Dergisi*. 12, 31-45.
- Aydoğdu, M. (1988). A phytosociological research on the sylvatic vegetation of Çankırı, Çorum and Sungurlu. *Commun. Fac. Sci. Univ. Ank. Ser. C, V.* 6, 29-45.
- Barbero, M., Loisel, R. & Quézel, P. (1975). Problèmes posés par l'interprétation phytosociologique des *Quercetea ilicis* et des *Quercetea pubescentis*. In: *La flore du Bassin Méditerranéen. Essai de systématique synthétique*. Montpellier 4-8 juin 1974. Éditions du CNRS, Paris, coll. « Colloques internationaux du CNRS », 235, pp. 481-497.
- Behçet, L. (1999). Baskil (Elazığ) vejetasyonu (Vegetation of Baskil (Elazığ)). In: Tatlı, A. (ed.), *First international symposium on "Protection of natural environment and Ehrami Karaçam*. Kütahya.
- Brady, K. U., Kruckeberg, A. R. & Bradshaw Jr., H.D. (2005). Evolutionary ecology of plant adaptation to serpentine soils. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36, 243-266.
- Braun-Blanquet, J. (1932). *Plant Sociology*. Mc Graw-Hill, New York and London.
- Braun-Blanquet, J., Roussine, N. & Nègre, R. (1952). *Les groupements végétaux de la France méditerranéenne*. CNRS, Montpellier.
- Bray, R.H. & Kurtz, L.T. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.* 59, 39-45.
- Çağlar, K. Ö., (1949). *Toprak Bilgisi*. A.Ü. Ziraat Fak. Yayınları Sayı: 10, Ankara.
- Davis, P.H. (ed.) (1965-1985). *Flora of Turkey and the East Aegean Islands*. Vol. 1-9. Edinburgh University Press, Edinburgh.
- Davis, P.H., Mill, R.R. & Tan, K. (eds.) (1988). *Flora of Turkey and the East Aegean Islands*, supplement 1, vol. 10. Edinburgh University Press, Edinburgh.
- Duman, H. (1995). Engizek Dağı (Kahramanmaraş) Vejetasyonu. *Turk. J. Bot.* 19, 179-212.
- Ekim, T. & Akman, Y. (1990). Eskişehir ili, Sündiken Dağlarındaki Orman Vejetasyonunun Bitki Sosyolojisi Bakımından Araştırılması. *Doğa- Turk. J. Bot.* 15, 28-40.
- Emberger, L. (1954). Une classification biogéographique des climats. *Recl. Trav. Lab. Bot. Géol. Zool. Fac. Sci. Univ. Montpel., sér. Bot.* 7, 3-43.
- Göğebakan, G. (2002). XVI. Yüzyılda Malatya Kazası (1516-1560). Malatya Belediyesi Kültür Yayınları No: 6, Uğurel Matbaası, Malatya.
- Güner, A., Özhatay, N., Ekim, T. & Başer, K.H.C. (eds.) (2000). *Flora of Turkey and the East Aegean Islands*, supplement 2, vol. 11. Edinburgh University Press, Edinburgh.
- Güner, A., Aslan, S., Ekim, T., Vural, M. & Babaç, M.T. (eds.) (2012). *Türkiye Bitkileri Listesi (Damarlı Bitkiler)*. Nezahat Gökyiğit Botanik Bahçesi ve Flora Araştırmaları Derneği Yayını, İstanbul, Türkiye.

- Hamzaoğlu, E. & Duran, A. (2004). A phytosociological research on the degraded forest vegetation of Dinek Mountain (Kırıkkale). *G.Ü. Fen Bilimleri Dergisi*. 17(4),1-13.
- Harlan, J.R. (1951). Anatomy of gene centers. *Am. Nat.* 85, 97-103.
- Karaer, F., Kılınc, M. & Kutbay, H. G. (1999). The woody vegetation of the Kelkit Valley. *Turk. J. Bot.* 23, 319-344.
- Kargıoğlu, M. (2007). A phytosociological research on the vegetation of Ahırdağı (Afyonkarahisar). *Pak. J. Biol. Sci.* 10(19), 3272-3283.
- Kaya, Ö.F. & Ketenoğlu, O. (2010). A syntaxonomical and synecological research on the steppe vegetation of the Karacadağ mountain (Şanlıurfa/Diyarbakır). *Ecologia Mediterranea* 36, 45-62.
- Kaygusuz, A. V. & Günaydın, M. (1986). *Doğanşehir İlçesi*. Fatih Matbaası, Malatya.
- Klika, J. & Novák, V. (eds.) (1941). *Praktikum rostlinné sociologie, půdoznalství- klimatologie a ekologie*. Melantrich, Praha.
- Korkmaz, H., Engin, A., Kutbay, H.G. & Yalçın, E. (2011). A syntaxonomical study on the scrub, forest and steppe vegetation of the Kızılırmak valley. *Turk. J. Bot.* 35, 121-165.
- Kurtz, L.T. & Arnold, C.Y. (1963). A modified procedure for the determination of phosphorus in soil extract. *Soil Sci. Amer. Proc.* 27, 360-361.
- Kutbay, H. G. & Kılınc, M. (1995). Bafra Nebyan Dağı (Samsun) ve Çevresinin Vejetasyonu Üzerinde Fitososyolojik ve Ekolojik Bir Araştırma. *Turk. J. Bot.* 19, 41-63.
- MapSource – Türkiye – Malatya – Doğanşehir-Sürgü (Accessed: 12 May 2017).
- Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. (1974). Community sampling: The releve method. In: Mueller-Dombois, D. (ed.), *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons, Inc., Canada.
- Ocakverdi, H. & Çetik, A.R. (1987). Seydişehir Maden Bölgesi (Konya) ve Çevresinin Vejetasyonu. *Doğa-Türk Botanik Dergisi*. 11, 102-148.
- Olsen, S.R., Cole, V., Watanabe, F.S. & Dean, L.A. (1954). *Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate*. USDA. Available at: <https://archive.org/details/estimationofavailablephosphorusinsoilsbyextractionwithsodiumbicarbonate/page/10/mode/2up> [Accessed: 17 June 2017].
- Özen, F. & Kılınc, M. (2002). The flora of Kunduz Forests (Vezirköprü/Samsun). *Turk. J. Bot.* 26, 371-393.
- Pınar Erdem, N. (2015). Türkiye'deki Ofiyolitik Seriler. *Maden Tetkik ve Arama Dergisi*. 83, 131-144.
- Quézel, P. (1973). Contribution à l'étude phytosociologique du massif du Taurus. *Phytocoenologia*. 1(2), 131-222.
- Quézel, P., M. Barbero & Y. Akman. (1978). L'interprétation phytosociologique des groupements forestiers dans le bassin méditerranéen oriental. *Documents Phytosociologiques*. NS Vol. II, 329-352.
- Raunkiaer, Ch. (1934). *The life forms of plants and statistical plant geography*. Clarendon Press, Oxford.
- Richards, L.A. (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. Agricultural hand book 60. USDA, Washington DC.
- Sağlam, C. (2007). Davras dağı (Isparta) ve Çevresinin Orman ve Çalı Vejetasyonu. *Süleyman Demirel Ün. Fen Bilimleri Enst. Dergisi*. 11(2), 140-157.
- Saraçoğlu, H. (1989). Doğu Anadolu Bölgesi. *MEB Yayınları*, Ankara.
- Scamoni, A. & Passarge, H. (1959). Gedanken zu einer natürlichen Ordnung der Waldgesellschaften. *Archiv für Forstwesen*. 8, 386-426.
- Sever, R. (2006). Sürgü Kasabası'nda (Doğanşehir Malatya) Kültür Balıkçılığı ve Rekreatif Etkinlikler. *Fırat Üniversitesi Sosyal Bilimler Dergisi*. 16(2), 43-62.
- Sørensen, T. (1948). A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. *Biol. Skr. K. Dan. Vidensk. Selsk.* 5(4), 1-34.
- Stearn, W.T. (1992). *Botanical latin "history, grammar syntax, terminology and vocabulary"*. Fourth edition, Timber Press, Portland.
- Şanda, M.A., Küçüköyük, M. & Serin, M. (2000). Hadım (Konya), Ermenek ve Bucaklısıla (Karaman) Arasında Kalan Bölgenin Step Vejetasyonu. *S.Ü. Fen-Edebiyat Fak. Dergisi*. 1, 21-35.
- Tatlı, A., Varol, Ö. & Tel, A. Z. (2005). Gümüş Dağı (Kütahya-Türkiye) Orman Vejetasyonu Üzerine Fitososyolojik Bir Araştırma. *Ekoloji*. 14(55), 6-17.
- Tavşanoğlu, Ç. & Gürkan, B. (2004). Akdeniz havzasında bitkilerin kuraklık ve yangına uyumları. *Ot Sistematik Botanik Dergisi*. 11(1), 119-132.
- Türe, C., Tokur, S. & Ketenoğlu, O. (2005). Contributions to the syntaxonomy and ecology of the forest and shrub vegetation in Bithynia, Northwestern Anatolia, Turkey. *Phyton* (Horn, Austria). 45(1), 81-115.
- Tüzüner, A. (1990). *Toprak ve Su Analiz Laboratuvarları El Kitabı*. Tarım Orman ve Köy İşleri Bakanlığı, Köy Hizmetleri Genel Müdürlüğü yayınları, Ankara.
- Ülgen, N. & Ateşalp, M. (1972). *Toprakta Bitki Tarafından Alınabilir Fosfor Tayini*. Köy İşleri Bakanlığı, Toprak Genel Müdürlüğü, Toprak ve Gübre Araştırma Enstitüsü, Teknik Yayınlar Serisi, Sayı 21, Ankara.
- Varol, Ö. & Tatlı, A. (2001). The vegetation of Çimen Mountain (Kahramanmaraş). *Turk. J. Bot.* 25, 335-358.
- Vural, M., Yaman, M. & Şahin, B. (2007). Büyükhemit Deresi Civarının (Delice-Kırıkkale) Vejetasyonu. *Ekoloji*. 16(64), 53-62.
- Weber, H.E., Moravec, J. & Theurillat, J.-P. (2000). International code of phytosociological nomenclature. Third edition. *J. Veg. Sci.* 11, 739-768.
- Yakar, Ö. Fırat, F., Bozdağ, N. & Baydoğan, A.E. (2004). *Sosyal, Kültürel ve Ekonomik Yönleriyle Malatya*. Malatya Valiliği, İl Planlama ve Koordinasyon Müdürlüğü, Malatya.
- Yalırık, F. & Efe, A. (2000). *Dendroloji Ders Kitabı "Gymnospermae – Angiospermae", (II. Baskı)*. İstanbul Üniversitesi Yayınları, İstanbul.
- Yıldız, B. & Aktoklu, E. (1996). Malatya florasına katkılar I: Sürgü-Çelikhhan yöresinde ön bir çalışma. *Turk. J. Bot.* 20, 267-278.
- Yılmaz, H. (1999). Doğu Toroslar'da Sürgü (Doğanşehir-Malatya) Çevresinin Jeolojisi. *Cumhuriyet Ün., Müh. Fak. Dergisi*. 16(1), 95-106.
- Yılmaz, H. (2002). Sürgü Fayının Neotektonik Özellikleri. *Cumhuriyet Ün., Mühendislik Fak. Dergisi, Seri A, Yer Bilimleri C.* 19(1), 35-46.
- Zohary, M. (1973). *Geobotanical foundations of the Middle East*, vol. 1-2. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

# Diversité des mycoendophytes foliaires de *Limoniastrum feei* (Girard) Batt. de Oued Aghlal (Béchar, Algérie)

*Diversity of endophytic fungi associated with Limoniastrum feei leaves (Girard) Batt. of Oued Aghlal (Bechar, Algeria)*

Mohammed MEDJEBER<sup>1,2,\*</sup>, Noria SMAIL-SAADOUN<sup>1</sup> & Faïrouz SAIDI<sup>2</sup>

1. Laboratoire Ressources naturelles, Université Mouloud Mammeri, Tizi Ouzou, Algérie

2. Laboratoire de biotechnologie, environnement et santé, Université Blida-01, Algérie

\*Auteur correspondant : mohamedmazen@hotmail.fr

Received: 18 Dec., 2020; First decision: 2 April, 2021; Revised: 16 May, 2021; Final decision: 28 May, 2021.

## Résumé

La plupart des plantes étudiées dans les différents écosystèmes naturels se trouvent colonisées par des champignons microscopiques appelés mycoendophytes. Les fonctions écologiques de ces micro-organismes apparaissent de plus en plus évidentes, puisqu'ils participent activement à la nutrition des plantes dans un environnement changeant et par conséquent, contribuent au maintien de la biodiversité végétale. Dans ce travail, notre intérêt s'est porté sur l'isolement, l'identification et le recensement des mycoendophytes foliaires présents chez *Limoniastrum feei* (Girard) Batt. de la région de Oued Aghlal (Béchar). L'espèce végétale est endémique du Sahara septentrional algérien et marocain. Cette plante est appréciée pour ses propriétés médicinales. L'échantillonnage a concerné 23 individus sains. Dix feuilles ont été prélevées sur chaque pied pour être ensemencées sur milieu PDA. Après deux mois d'incubation, nous avons mesuré une fréquence de colonisation de  $73,22 \pm 4\%$ , avec un total de 842 isolats de champignons endophytes, répartis en 56 espèces, et 20 genres. Les

espèces du genre *Penicillium* et celles du genre *Aspergillus* sont apparues comme dominantes, successivement. Ces deux genres connus pour leurs activités antimicrobiennes représentent 45,79 % des mycoendophytes recensés. Des corrélations parfois positives et pour d'autres négatives sont décrites entre la majorité des genres fongiques. Ainsi, le calcul des indices de diversité a révélé une richesse remarquable de la mycoflore endophyte. Les feuilles de *L. feei* peuvent être considérées comme un véritable hotspot de biodiversité fongique.

## Abstract

In this work, our interest was in isolating, identifying and listing foliar mycoendophytes present at *Limoniastrum feei* (Girard) Batt. Sampling involved 23 healthy subjects. Ten leaves were taken from each subject to be seeded on PDA medium. After two months of incubation, we measured a colonization frequency of  $73.22 \pm 4\%$ , with a total of 842 endophytic fungal isolates, divided into 56 species and 20 genera. Species of the genus *Penicillium*,

**Mots-clés :** mycoendophytes foliaires, *Limoniastrum feei* (Girard) Batt., fréquence de colonisation, diversité fongique, Béchar (Algérie).

**Keywords:** foliar mycoendophytes, *Limoniastrum feei* (Girard) Batt., colonization frequency, fungal diversity, Bechar (Algeria).

and those of the genus *Aspergillus* appeared as dominant, successively. These two genera known for their antimicrobial activities account for 45.79% of the mycoendophytes surveyed. Correlations sometimes positive and for other negative are described between the majority of fungal genera. Thus, the calculation of the diversity index revealed a remarkable richness of the endophytic mycoflora. The leaves of *L. feei* can be considered as a real hotspot of fungal biodiversity.

## Introduction

Dans la nature, les végétaux sont considérés comme des hôtes potentiels pour une large gamme de micro-organismes, usuellement bactéries (Weidner *et al.* 2000) et champignons (Arnold *et al.* 2000). Les plantes peuvent héberger ces derniers sur leur surface externe. Ils s'expriment alors en tant qu'épiphytes. Les plantes peuvent aussi servir de réservoir à une flore microbienne hébergée à l'intérieur des tissus connue sous le nom d'endophyte (Bacon & White 2000). En fait, les plantes sont habitées de micro-organismes qui façonnent leurs traits : c'est le concept d'holobionte. Ce dernier constitue un écosystème complexe qui assemble tous les génomes concernés (Selosse 2016). Parmi ces micro-organismes, nous pouvons citer les mycoendophytes. Ce sont des champignons microscopiques qui se retrouvent dans les différentes parties des végétaux (feuilles, tiges, rameaux, racines...). Ils vivent en symbiose avec la plante, sans y causer de symptômes et contribuent même à lutter contre les agresseurs et les ravageurs de cette plante (Dingle & Mcgee 2003). Ces symbiotes fongiques jouent un rôle important dans l'aptitude de leurs plantes hôtes, par l'amélioration de leurs performances écologiques et physiologiques, et contribuent par conséquent au maintien de la biodiversité végétale (Lv *et al.* 2010). Ils ont un lien très étroit dans le métabolisme de la plante hôte (Kusari *et al.* 2012). Ces champignons peuvent avoir de profondes répercussions sur la survie et la santé des plantes dans tous les écosystèmes terrestres (Rodriguez *et al.* 2009).

*Limoniastrum feei* (Girard) Batt. connu actuellement sous le nom *Ceratolimon feei* (Girard) M.B. Crespo et Lied (Dobignard & Chatelain 2013) est une plante spontanée endémique du Sahara septentrional algérien et marocain. Elle appartient à la famille des Plumbaginacées. C'est un ligneux bas de 10 à

40 cm, à un nombre moyen de 20 à 40 feuilles longues et plates serrées en rosettes basales (Ozenda 2004). Cette plante est appréciée pour ses propriétés médicinales. Malgré les bienfaits qu'elle possède, *L. feei* ne figure pas encore dans la liste des espèces protégées dans la réglementation algérienne. Elle est utilisée dans le traitement de la bronchite et des infections gastriques (Belboukhari & Cheriti 2009). Des activités biologiques liées à cette essence sont décrites dans diverses études, notamment l'activité antioxydante (Chaabi *et al.* 2008 ; El Hacı *et al.* 2009) et l'activité antimicrobienne (Belboukhari & Cheriti 2005). Les principales classes de métabolites secondaires liés à l'extraction de cette espèce sont les polyphénols, les saponines, les terpènes, les tanins, les flavonoïdes, les cardénolides et quelques stéroïdes (Rahmani *et al.* 2016). Keffous et son équipe (2016), précisent que l'activité antioxydante est due à la présence élevée de composés phénoliques et de flavonoïdes. Récemment, trois composés phytochimiques antimicrobiens (quercétine 1, astragaline et quercétine 7) ont été également isolés et identifiés (Ziane *et al.* 2015).

Le présent travail rentre dans le cadre d'une thématique générale plus large intitulée : diversité et activité antimicrobienne des champignons endophytes associés aux feuilles de *Limoniastrum feei* (Girard) Batt. de Oued Aghlal (Béchar, Algérie). Cette étude vise à (1) mettre en évidence la présence des mycoendophytes en les isolant des feuilles de *L. feei*, (2) recenser et identifier ces isolats et (3) évaluer la diversité et les interactions des champignons endophytes foliaires.

## Matériel et méthodes

### Collecte de *L. feei*

L'échantillonnage de *L. feei* a été réalisé en février 2014 au centre de son aire de distribution, dans la région de Oued Aghlal à Béchar dans le Sud-Ouest algérien (31° 07,126' de latitude nord et 2° 09,255' de longitude ouest, à une altitude de 695 m ; figure 1). La région de Béchar fait partie du Sahara septentrional. Le bioclimat y est hyperaride (tableau 1). Les précipitations sont faibles durant toute l'année. Les valeurs des précipitations mensuelles enregistrées sont au maximum au mois de septembre, avec 14 mm, et au minimum avec 3 mm au mois de juillet (tableau 2).

Vingt-trois individus de *L. feei* ont été aléatoirement récoltés avec une distance séparant l'un de l'autre d'environ 50 m, en préservant leur système racinaire pour garder la fraîcheur de la plante qui doit être transportée à 1 300 km de la zone d'étude. Ces pieds ont été emballés dans des sacs en papier et transportés soigneusement au laboratoire dans une glacière.

### Mise en culture des feuilles de *L. feei* et isolement des mycoendophytes

Pour chaque individu de *L. feei*, 10 feuilles ont été désinfectées superficiellement afin d'éliminer les contaminations externes (épiphytes). Cette étape a été précédée par un traitement à l'acide (HCl 1N) durant 30 secondes, afin de décalcifier les feuilles. La désinfection des feuilles a été réalisée selon le protocole de Helander *et al.* (1994), consistant en un traitement à l'éthanol (96°, 2 minutes), un traitement à l'eau de javel (NaOCl, 12°) pendant 3 minutes et un second traitement à l'éthanol (96°) pour une durée de 30 secondes. Les traitements ont été effectués par alternance avec des lavages à l'eau distillée stérile. Après la désinfection de surface, les feuilles ont été coupées en petits fragments de 2 à 5 mm et mis en culture sur milieu potato-dextrose-agar (PDA), à raison de 5 pièces de la même feuille par boîte de Petri (soit un total de 1 150 fragments de feuilles). Un antibiotique de large spectre d'inhibition a été additionné au milieu de culture, afin d'empêcher le développement bactérien, et les boîtes ont été scellées par du parafilm. L'incubation a été faite à température ambiante entre 24 °C et 27 °C, pendant une période allant jusqu'à 2 mois.

Afin d'isoler et de purifier les isolats de mycoendophytes recensés, les colonies de champignons développées autour des fragments de feuilles cultivées ont été prélevées à l'aide d'un matériel stérile et repiquées sur de nouvelles boîtes de Petri, contenant un milieu PDA frais.

### Identification des isolats fongiques

Les isolats fongiques ont été identifiés sur des critères phénotypiques, selon les caractéristiques macroscopiques de la colonie, tels l'aspect général de la surface (topographie, texture, couleur, pigmentation...) et la vitesse de croissance : rapide, modérée ou lente (Suryanarayanan *et al.* 2003). En outre, des prélèvements sur les différents isolats

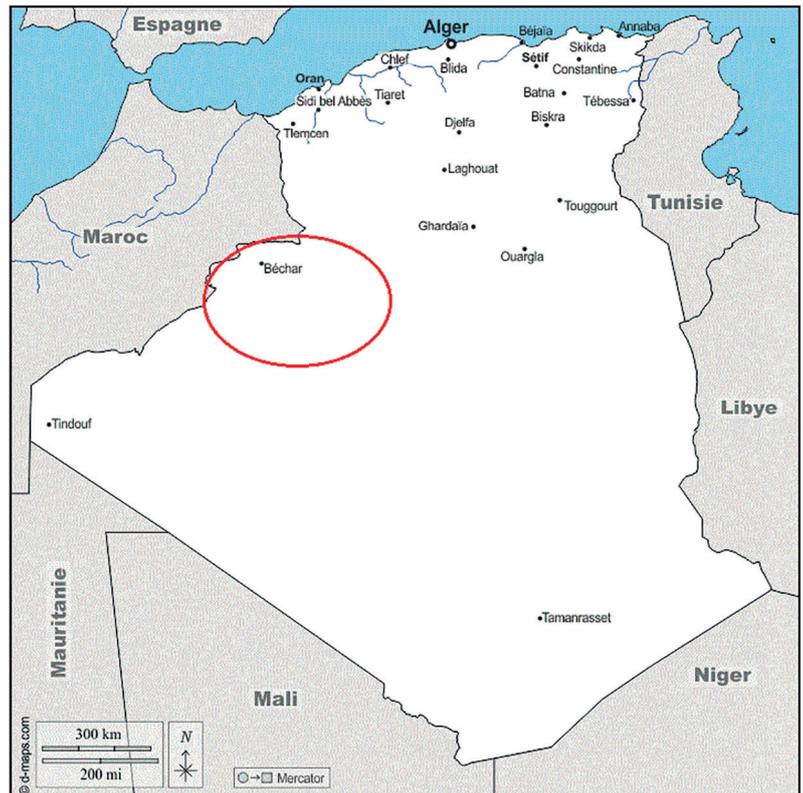


Figure 1 – Position géographique de Béchar en Algérie (d-maps.com).

Figure 1 – Geographical position of Bechar in Algeria.

Tableau 1 – Données climatiques de Béchar (Limane *et al.* 2014).

Table 1 – Climate data of Bechar (Limane *et al.* 2014).

Station	P (mm/an)	T (°C)	IA	Durée de la saison sèche (mois/an)	Classification
Béchar	75,92	21,62	0,03	12	Hyperaride

P : précipitation annuelle ; T : température moyenne annuelle ; IA : indice d'aridité.

Tableau 2 – Moyennes des précipitations mensuelles et annuelles en mm relevées à la station de Béchar (1995-2017).

Table 2 – Average monthly and annual precipitation in mm recorded at the Bechar station (1995-2017).

Saison Mois	Automne			Hiver			Printemps			Été		
	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	Jlt	A
P (mm/mois)	14	13	11	10	9	8	10	8	7	7	3	7
P (mm/saison)	38			27			25			17		

P : cumul des précipitations.

fongiques ont été observés au microscope optique, permettant de classer les isolats selon le cloisonnement et la coloration des hyphes et selon les structures reproductrices (fructifications, formes, tailles et couleurs des spores), en se référant aux clés d'identification de Kiffer & Morelet (1997) et de Dufresne & Germain (2018).

## Paramètres analysés

### Fréquence moyenne de colonisation (FC %)

Le taux d'infection ou de colonisation par les mycoendophytes exprimé en pourcentage a été calculé en se basant sur la méthode de Fisher & Petrini (1987), donnée comme suit :

$$FC (\%) = \frac{N_c}{N_t} \times 100$$

avec :

- $N_c$  : nombre total de fragments de feuilles colonisés par une espèce ou groupe fongique ;
- $N_t$  : nombre total de fragments de feuilles cultivés.

### Pourcentage relatif d'occurrence (PRO %)

Ce paramètre donne la moyenne générale des abondances d'un seul genre fongique sur l'ensemble des individus échantillonnés. Il se calcule par l'équation suivante :

$$PRO (\%) = \frac{FC_s}{FC_t} \times 100$$

avec :

- $FC_s$  : fréquence de colonisation d'un seul genre fongique ;
- $FC_t$  : fréquence de colonisation totale.

### Diversité générique

Afin d'évaluer la diversité des genres de mycoendophytes au sein des feuilles de *L. feei*, l'indice le plus adapté est celui de Shannon-Weaver ( $H'$ ), exprimé par la formule suivante :

$$H' = \sum \left[ \frac{N_i}{N} \times \ln \left( \frac{N_i}{N} \right) \right]$$

avec :

- $N_i$  : nombre de fragments colonisés par un seul genre fongique chez un seul individu ;
- $N$  : nombre total de fragments colonisés chez un seul individu.

### Indices de dominance

Ce groupe d'indices accorde plus d'importance aux genres les plus fréquents qu'à la richesse générique totale. Le plus largement utilisé est l'indice de Simpson.

### INDICE DE SIMPSON

Il mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent au même genre. Cet indice aura une valeur de 0 pour indiquer le maximum de diversité et une valeur de 1 pour indiquer le minimum de diversité. Il se calcule comme suit :

$$D = \sum \frac{N_i (N_i - 1)}{N (N - 1)}$$

avec :

- $N_i$  : nombre d'individus du genre donné ;
- $N$  : nombre total d'individus.

### INDICE DE HILL

Il s'agit d'une mesure de l'abondance proportionnelle, permettant d'associer les indices de Shannon-Weaver et de Simpson. Il estime le nombre équivalent de genres identiques dans la communauté. Cet indice est calculé de la manière suivante :

$$Hill = \frac{N2}{N1} = \frac{1/D}{e^{H'}}$$

avec :

- $N2 = 1/D$  : c'est l'inverse de l'indice de Simpson ;
- $N1 = e^{H'}$  : c'est l'exponentiel de l'indice de Shannon-Weaver.

Les résultats graphiques ont été réalisés grâce au logiciel Microsoft Excel 2007. Le logiciel Stat Box 6.40 (Agrosolutions) a été utilisé pour les analyses de variance (ANOVA) entre individus échantillonnés et pour établir la matrice de corrélation permettant de mettre en évidence les interactions entre les différents genres fongiques au sein des différents individus de *L. feei*. Pour cela un seuil de signification de 0,05 a été retenu à ce niveau. Ainsi, pour chaque paramètre étudié, nous avons calculé la moyenne générale et l'écart type afin de vérifier la normalité de la distribution.

Tableau 3 – Fréquences de colonisation (FC) au niveau des 23 pieds de *L. feei*.

Table 3 – Colonization frequency (CF) in the 23 subjects of *L. feei*.

Pieds	FC ± ES (%)	Pieds	FC ± ES (%)	Pieds	FC ± ES (%)	Moyenne (x)	Écart type (σ)	Normalité
P1	100 ± 0	P9	38 ± 10	P17	66 ± 10	73,22 ± 4	19,26	65,22 %
P2	100 ± 0	P10	40 ± 12	P18	88 ± 6			
P3	96 ± 3	P11	68 ± 10	P19	90 ± 4			
P4	94 ± 3	P12	74 ± 6	P20	84 ± 5			
P5	80 ± 8	P13	54 ± 12	P21	82 ± 6			
P6	76 ± 11	P14	62 ± 12	P22	92 ± 4			
P7	46 ± 11	P15	58 ± 12	P23	84 ± 7			
P8	50 ± 11	P16	62 ± 13					

ES : erreur standard.

## Résultats

### Fréquence de colonisation

Après deux mois d'incubation sur milieu PDA, nous avons obtenu un total de 842 isolats fongiques à partir des 23 individus échantillonnés, ce qui représente une fréquence de colonisation moyenne de  $73,22 \pm 4 \%$ . D'après le test de normalité, nous constatons que les fréquences de colonisation présentent une distribution normale, puisque 65,22 % des valeurs sont incluses dans l'intervalle  $[x \pm \sigma]$  (tableau 3). L'analyse de variance a montré des différences significatives des fréquences de colonisation par les mycoendophytes entre les individus ( $p < 0,001$ ).

### Taxonomie des mycoendophytes recensés

La grande majorité des genres fongiques endophytes que nous avons identifié est classée dans le phylum des Ascomycota. Le genre *Rhizoctonia* est le seul classé dans le phylum des Basidiomycota et le genre *Absidia* est le seul classé dans le phylum des Zygomycota (figure 2). D'autre part, 11,31 % des isolats n'ont pas pu être identifiés soit parce qu'ils présentaient des structures mycéliennes stériles (MS) n'exhibant pas de forme de reproduction sexuée ni asexuée, soit parce que ces structures n'ont pas pu être identifiées (SNI).

Les isolats mycoendophytes dominants appartiennent aux genres *Penicillium* (29,83 ± 0,042 %) et *Aspergillus* (15,96 ± 0,017 %), constituant presque la moitié des abondances fongiques (tableau 4) ; suivis par ordre d'importance par les genres *Cladosporium*, *Gliocladium*, *Phoma* et *Trichophyton*.

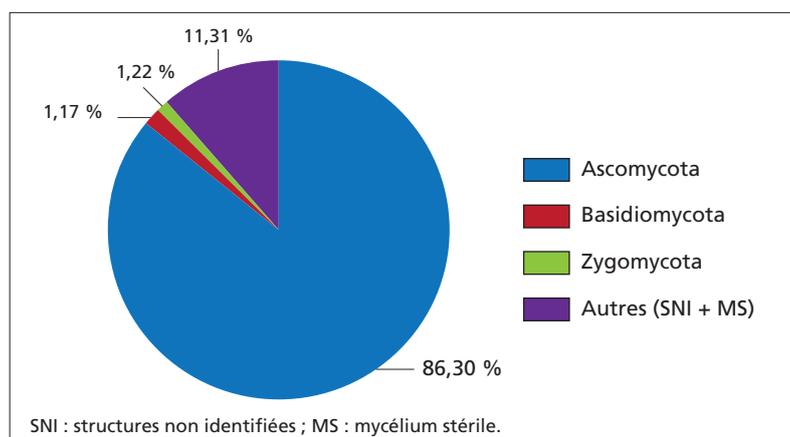


Figure 2 – Phyla des mycoendophytes recensés chez les feuilles de *L. feei*.

Figure 2 – Phyla of endophytic fungi found in the leaves of *L. feei*.

Tableau 4 – Abondances des genres de mycoendophytes des feuilles de *L. feei*.

Table 4 – Abundance of fungal genera in *L. feei* leaves.

Genres	Phylum	Nombre d'espèces	PRO ± ES (%)
<i>Penicillium</i>	Ascomycota	10	29,83 ± 0,042
<i>Aspergillus</i>	Ascomycota	8	15,96 ± 0,017
<i>Gliocladium</i>	Ascomycota	4	9,13 ± 0,021
<i>Cladosporium</i>	Ascomycota	6	7,61 ± 0,018
<i>Phoma</i>	Ascomycota	5	5,65 ± 0,015
<i>Trichophyton</i>	Ascomycota	2	3,65 ± 0,013
<i>Trichoderma</i>	Ascomycota	1	2,57 ± 0,009
<i>Acremonium</i>	Ascomycota	2	2,17 ± 0,010
<i>Exophiala</i>	Ascomycota	2	1,52 ± 0,008
<i>Alternaria</i>	Ascomycota	2	1,48 ± 0,007
<i>Epicoccum</i>	Ascomycota	1	1,43 ± 0,006
<i>Absidia</i>	Zygomycota	2	1,22 ± 0,007
<i>Rhizoctonia</i>	Basidiomycota	1	1,17 ± 0,007
<i>Aureobasidium</i>	Ascomycota	1	1,13 ± 0,007
<i>Phialophora</i>	Ascomycota	2	1,13 ± 0,006
<i>Fusarium</i>	Ascomycota	2	0,91 ± 0,006
<i>Verticillium</i>	Ascomycota	1	0,87 ± 0,005
<i>Paecilomyces</i>	Ascomycota	2	0,78 ± 0,006
<i>Scytalidium</i>	Ascomycota	1	0,30 ± 0,003
<i>Scopulariopsis</i>	Ascomycota	1	0,17 ± 0,002
MS	/	/	0,57 ± 0,004
SNI	/	/	10,74 ± 0,017

MS : mycélium stérile ; SNI : structures non identifiées ; ES : erreur standard.

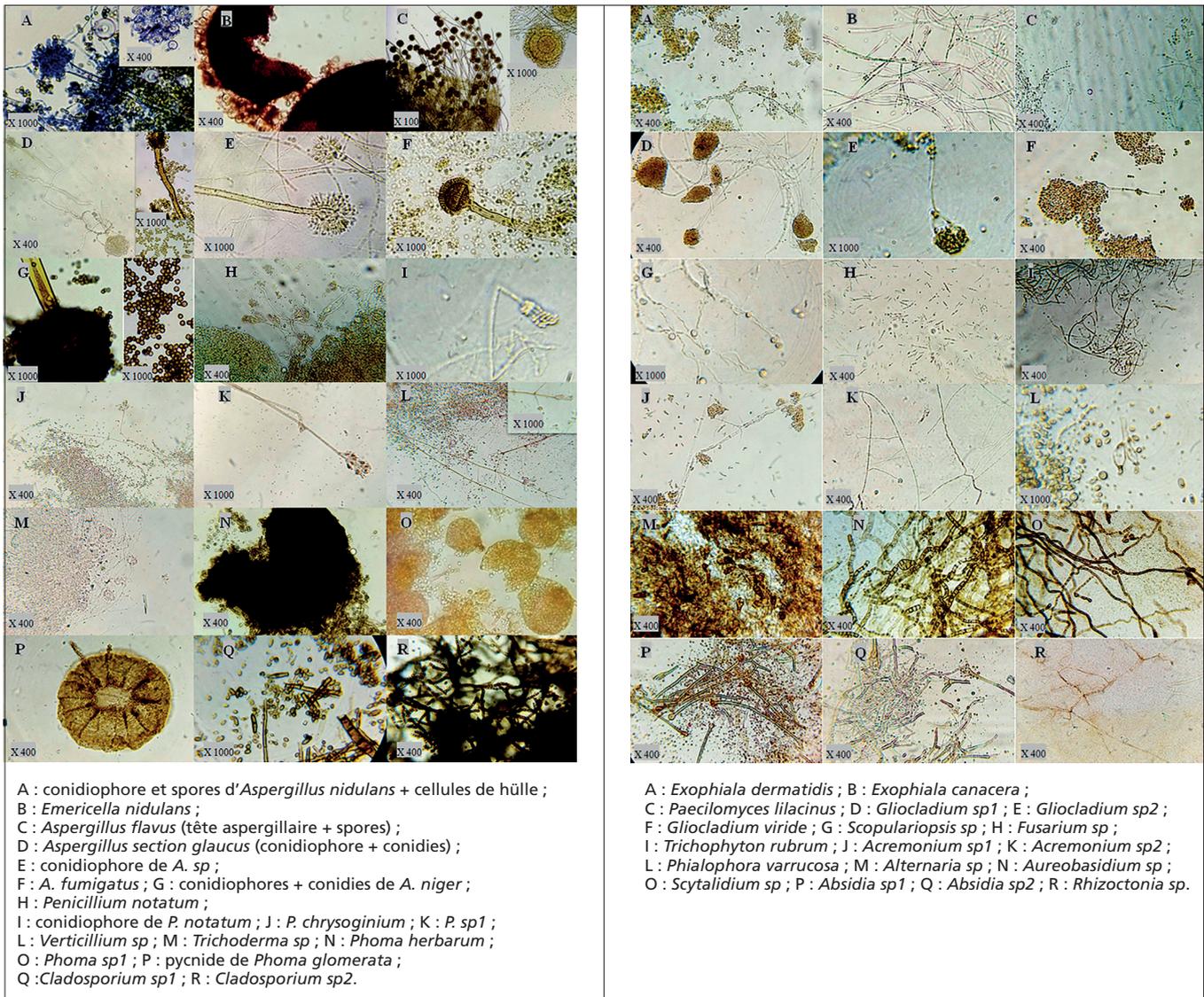


Figure 3 – Aperçu sur les principales espèces mycoendophytes de *L. feei*.  
 Figure 3 – Overview of the main endophytic fungi species of *L. feei*.

Les isolats fongiques recensés appartiennent à 56 espèces de champignons endophytes, appartenant à 20 genres fongiques (figure 3).

### Diversité générique

Le test de normalité montre une distribution normale de 65,22 % pour les indices de Shannon-Weaver et de Simpson et de 82,61 % pour l'indice de Hill.

Les mesures de la diversité des champignons endophytes chez *L. feei* basées sur la formule de Shannon-Weaver (tableau 5) montrent un indice global de  $2,21 \pm 0,06$  avec une moyenne générale de 1,66. La variance générale est de 0,08. L'individu possédant l'indice de diversité le plus élevé est le numéro 15 avec  $H' = 2,16 \pm 0,18$ . L'ANOVA ne montre aucune

différence significative entre les indices de diversité de Shannon-Weaver ( $p = 0,26$ ).

L'indice de Simpson calculé sur l'ensemble des échantillons est de  $0,17 \pm 0,02$ , avec une valeur de 0,22 de moyenne et de 0,01 pour la variance générale. Tous les individus ont donné des indices de Simpson faibles, très proches de 0, dont la valeur la plus élevée est de 0,47, enregistrée au niveau de l'individu numéro 19. L'ANOVA ne montre aucune différence significative entre les indices de Simpson ( $p = 0,94$ ).

Le calcul des indices de Hill (N1, N2) a donné un indice global de  $0,65 \pm 0,01$ . Contrairement aux indices de Shannon-Weaver et de Simpson, l'ANOVA montre une différence hautement significative entre les indices de Hill ( $p = 0,02$ ).

Tableau 5 – Indices de diversité fongique au niveau des pieds de *L. feei*.Table 5 – Fungal diversity index at *L. feei* subjects.

Pieds	S (nombre de genres)	H' (Shannon)	ES	D (Simpson)	ES	Hill = N2/N1	ES
P1	8	1,72	0,15	0,24	0,08	0,75	0,04
P2	6	1,42	0,15	0,30	0,10	0,81	0,06
P3	5	1,21	0,11	0,38	0,08	0,78	0,06
P4	5	1,15	0,15	0,39	0,10	0,81	0,06
P5	6	1,45	0,14	0,31	0,10	0,76	0,07
P6	4	1,16	0,12	0,35	0,10	0,90	0,12
P7	8	2,07	0,13	0,10	0,12	1,26	0,18
P8	6	1,67	0,14	0,17	0,12	1,11	0,15
P9	8	1,95	0,11	0,11	0,12	1,29	0,17
P10	5	1,54	0,11	0,18	0,11	1,19	0,18
P11	8	2,03	0,13	0,12	0,10	1,09	0,14
P12	8	1,88	0,14	0,15	0,10	1,02	0,04
P13	6	1,73	0,10	0,15	0,11	1,18	0,14
P14	8	1,96	0,17	0,12	0,12	1,17	0,11
P15	10	2,16	0,18	0,10	0,11	1,15	0,15
P16	7	1,81	0,18	0,15	0,11	1,09	0,18
P17	7	1,85	0,15	0,14	0,11	1,12	0,13
P18	8	1,86	0,16	0,19	0,09	0,82	0,05
P19	6	1,51	0,11	0,47	0,07	0,47	0,07
P20	6	1,55	0,08	0,25	0,07	0,85	0,07
P21	6	1,36	0,12	0,34	0,09	0,75	0,07
P22	6	1,57	0,11	0,23	0,07	0,90	0,05
P23	6	1,63	0,11	0,21	0,07	0,93	0,07
Global	20	2,21	0,06	0,17	0,02	0,65	0,01
Moyenne X	/	1,66	/	0,22	/	0,97	/
Écart type $\sigma$	/	0,29	/	0,11	/	0,21	/
X + $\sigma$	/	1,95	/	0,33	/	1,17	/
X - $\sigma$	/	1,37	/	0,12	/	0,76	/
[X $\pm$ $\sigma$ ]	/	15	/	15	/	19	/
Normalité	/	65,22 %	/	65,22 %	/	82,61 %	/
Variance	/	0,084	/	0,011	/	0,044	/

Devant cette richesse fongique des feuilles de *L. feei*, des interactions de synergie ou d'antagonisme s'établissent entre les différents genres de mycoendophytes présents. À cet effet et en se basant sur les abondances des genres fongiques au niveau des individus échantillonnés, la matrice de corrélation (tableau 6) montre les interactions significatives et la nature de ces dernières entre ces mycètes.

Parmi les différentes corrélations établies entre les 22 groupes fongiques de *L. feei*, nous pouvons noter 16 corrélations significatives données dans le tableau 6.

La plus forte corrélation positive observée dans cette matrice est celle établie entre *Aureobasidium* et Mycélium stérile (0,76).

*Penicillium* et *Phoma* se trouvent corrélés négativement entre eux (-0,48). Ces deux genres sont les endophytes qui possèdent le plus grand nombre de corrélations

significatives avec le reste des champignons. Ainsi, *Penicillium* est corrélé négativement avec *Cladosporium* (-0,56), *Gliocladium* (-0,67) et *Trichoderma* (-0,45) et positivement avec *Verticillium* (0,45). Le genre *Phoma* est corrélé négativement avec *Aspergillus* (-0,42) et positivement avec *Gliocladium* (0,44), *Epicoccum* (0,49) et Mycélium stérile (0,52).

Le genre *Rhizoctonia* est fortement corrélé positivement avec *Alternaria* (0,69) et *Epicoccum* (0,44). Tandis que *Paecilomyces* est corrélé avec *Aspergillus* (0,50) et *Phialophora* (0,56). Les autres corrélations significatives positives sont celles établies entre *Acremonium* et *Fusarium* (0,54) et entre *Absidia* et *Scytalidium* (0,51).

*Exophiala*, *Scopulariopsis*, *Trichophyton* et SNI n'établissent aucune interaction significative avec les autres mycoendophytes.

Tableau 6 – Matrice des corrélations entre les genres fongiques des tissus foliaires de *L. feei*.

Table 6 – Matrix of correlations of fungal genera in leaves tissues of *L. feei*.

	<i>Penicillium</i>	<i>Aspergillus</i>	<i>Gliocladium</i>	<i>Cladosporium</i>	<i>Phoma</i>	<i>Trichophyton</i>	<i>Trichoderma</i>	<i>Acremonium</i>	<i>Exophiala</i>	<i>Alternaria</i>	<i>Epicoccum</i>	<i>Absidia</i>	<i>Rhizoctonia</i>	<i>Aureobasidium</i>	<i>Phialophora</i>	<i>Fusarium</i>	<i>Verticillium</i>	<i>Paecilomyces</i>	<i>Syrialidium</i>	<i>Scopulariopsis</i>	Mycélium stérile	SNI	
<i>Penicillium</i>	1																						
<i>Aspergillus</i>	0,13	1																					
<i>Gliocladium</i>	<b>-0,67</b>	0,04	1																				
<i>Cladosporium</i>	<b>-0,56</b>	-0,25	0,34	1																			
<i>Phoma</i>	<b>-0,48</b>	<b>-0,42</b>	<b>0,44</b>	0,14	1																		
<i>Trichophyton</i>	-0,21	0,10	0,20	0,17	-0,26	1																	
<i>Trichoderma</i>	<b>-0,45</b>	-0,20	0,34	0,23	0,25	-0,07	1																
<i>Acremonium</i>	-0,20	-0,08	-0,22	0,31	-0,04	0,27	-0,07	1															
<i>Exophiala</i>	0,15	-0,05	-0,11	-0,10	0,11	-0,23	-0,23	-0,12	1														
<i>Alternaria</i>	-0,11	-0,13	-0,31	-0,23	0,05	-0,17	-0,06	0,04	-0,18	1													
<i>Epicoccum</i>	-0,41	-0,22	0,17	0,25	<b>0,49</b>	-0,02	0,27	-0,15	0,25	0,10	1												
<i>Absidia</i>	0,25	0,00	-0,29	-0,07	-0,30	-0,23	-0,22	-0,06	0,35	0,09	-0,18	1											
<i>Rhizoctonia</i>	-0,25	-0,38	-0,20	0,08	0,35	-0,21	0,21	-0,01	0,02	<b>0,69</b>	<b>0,44</b>	0,06	1										
<i>Aureobasidium</i>	-0,05	-0,12	0,08	-0,32	0,19	-0,22	0,04	-0,08	-0,14	-0,02	-0,17	0,06	-0,12	1									
<i>Phialophora</i>	0,08	0,07	-0,08	-0,20	-0,18	0,35	-0,04	-0,12	-0,15	-0,18	0,25	-0,14	-0,13	-0,14	1								
<i>Fusarium</i>	0,02	-0,19	-0,29	0,19	-0,13	0,08	0,10	<b>0,54</b>	-0,12	-0,14	-0,15	-0,12	-0,11	-0,11	-0,12	1							
<i>Verticillium</i>	<b>0,45</b>	-0,06	-0,36	-0,34	0,00	0,10	-0,23	-0,12	0,09	0,01	-0,18	-0,14	-0,13	-0,14	0,17	-0,12	1						
<i>Paecilomyces</i>	-0,14	<b>0,50</b>	0,05	-0,27	-0,24	0,31	0,03	-0,09	-0,12	0,01	0,17	-0,11	-0,10	-0,11	<b>0,56</b>	-0,09	-0,11	1					
<i>Syrialidium</i>	0,10	-0,13	-0,20	-0,19	-0,17	-0,13	-0,13	0,04	-0,08	0,38	-0,10	<b>0,51</b>	-0,07	0,26	-0,08	-0,07	-0,08	-0,06	1				
<i>Scopulariopsis</i>	0,29	0,26	-0,20	0,03	-0,17	-0,13	-0,13	-0,02	-0,08	-0,10	-0,10	-0,08	-0,07	-0,08	-0,08	-0,07	-0,08	-0,06	-0,05	1			
Mycélium stérile	-0,33	-0,37	0,28	-0,12	<b>0,52</b>	-0,16	0,27	-0,08	-0,10	0,01	0,08	-0,10	0,16	<b>0,76</b>	-0,10	-0,08	-0,10	-0,08	-0,06	-0,06	1		
SNI	-0,17	-0,36	-0,08	0,14	-0,02	-0,19	-0,18	0,21	-0,22	0,22	-0,30	-0,15	0,04	0,17	-0,22	0,34	-0,13	-0,19	0,09	-0,29	0,09	0,11	1

En gras, valeurs significatives (hors diagonale) au seuil alpha = 0,05 (test bilatéral).

## Discussion

*L. feei*, objet de notre étude, a été échantillonné dans une région hyperaride caractérisée par un stress hydrique important, suite à de faibles précipitations annuelles et à une température élevée : donc une saison sèche très longue (12 mois). Nous avons pu mettre en évidence la présence de mycoendophytes, avec une moyenne d'infection de  $73,22 \pm 4$  %. Toutes les feuilles prélevées renferment des mycoendophytes. Cette remarquable fréquence de colonisation renforce l'idée que pour la majorité des espèces végétales, il n'existe pas de feuille de plante qui ne soit pas colonisée par des micro-organismes (Krings *et al.* 2010). Les plantes ne sont pas seulement une matière végétale, mais un assemblage complexe d'organismes (Zahn & Amend 2017). En fait, les plantes sont habitées de micro-organismes qui façonnent leurs traits : c'est le concept d'holobionte. Ce dernier constitue un écosystème complexe qui assemble tous les génomes concernés (Selosse 2016).

Des fréquences élevées de colonisation par les champignons endophytes ont été enregistrées dans plusieurs études : allant de 78 % au niveau des feuilles de *Centila asiatica* (Apiaceae) de Madagascar (Rakotoniriana *et al.* 2008), 89 % chez les palmiers d'Australie (Fröhlich *et al.* 2000) et jusqu'à 98 % dans les feuilles de *Guarea guidonia* (Meliaceae) à Porto Rico (Gamboa & Bayman 2001). D'autre part, des taux moins élevés ont été signalés chez d'autres plantes hôtes : 57 % à 65 % chez *Cedrus atlantica* d'une zone sub-humide à hiver froid en Algérie (Harzallah *et al.* 2009). Des pourcentages plus faibles encore ont été enregistrés chez *Withania somnifera* (5,11 %) (Khan *et al.* 2010) et pour *Retama raetam* de Bordj Bou Arreridj (Algérie) (8 %) (Zerroug 2011). Cette microflore fongique peut varier au sein des plantes à travers des processus métaboliques spécifiques liées au génotype (Philippot *et al.* 2013). La différence entre ces pourcentages d'infection peut être expliquée par la différence entre les espèces hôtes, le nombre d'échantillons, ainsi que les

milieux de culture utilisés. Il est évident que la stratégie d'échantillonnage influence la richesse de la communauté fongique développée (Arnold *et al.* 2000). Les caractéristiques écologiques et de mise en culture des champignons endophytes rentrent en ligne de compte. Généralement, l'utilisation de petits fragments de feuilles révèle l'existence de plus de taxons que ceux de grande taille. Il y a lieu de noter que la variation de feuille à feuille est considérable (Bayman 2007).

La forte colonisation par les mycoendophytes au niveau des feuilles de *L. feei* peut être expliquée par la période d'échantillonnage. En effet, beaucoup de champignons endophytes se développent dans les tissus végétaux au printemps. Les précipitations qui ont lieu lors de cette saison peuvent augmenter la dispersion des spores fongiques partout dans cette zone (Oued Aghlal) et augmentent ainsi l'incidence d'infection par les mycoendophytes. Il est évident que la composition et la concentration des communautés microbiennes associées aux plantes hôtes changent selon différentes variables, essentiellement les conditions environnementales tels les précipitations, les vents, la température, etc. (Kinkel 1997). La saison peut influencer la diversité et la dynamique des communautés fongiques (Jumpponen & Jones 2010), Le printemps semble être associé à la mise en place de souches fongiques endophytes dans les tissus de la plante (El-Nagerabi *et al.* 2013). Cette diversité fongique dépend aussi de l'habitat et la nature de la plante hôte (Rubini *et al.* 2005). Soussi *et al.* (2015) ont constaté que ces micro-organismes sont capables de faire face aux conditions climatiques des régions arides et désertiques, en développant des stratégies convenables à l'adaptation de la plante hôte par l'amélioration de son statut nutritionnel, la protection contre les radiations UV et l'augmentation de la tolérance à la sécheresse. Il est probable que les champignons de la phyllosphère, y compris les endophytes, sont plus importants pour la vigueur de la plante hôte par rapport aux champignons souterrains, car ils assurent des rôles écologiques et physiologiques d'importance vitale (Zahn & Amend 2017). Cela explique parfaitement le besoin symbiotique de *L. feei* pour les mycoendophytes.

D'après l'ANOVA, nous constatons que les différences de colonisation par les mycoendophytes entre les individus échantillonnés sont très significatives ( $p < 0,001$ ). Les sujets numérotés de 7 à 17 apparaissent moins

infectés par les champignons endophytes, contrairement aux autres sujets qui montrent des taux de colonisation élevés, parfois même de 100 % : cas des sujets 1 et 2. La plus basse fréquence de colonisation est celle du sujet 9, avec 38 %. La fréquence de colonisation peut varier en fonction des feuilles prélevées (Zabalgogezcoa 2008 ; Zerroug 2011). Kumaresan & Suryanarayanan (2002) ont montré que les communautés endophytes des feuilles ne sont pas statiques, mais subissent des changements permanents, ce qui montre que la communauté endophyte est dynamique. Cela pourrait expliquer les variations des taux d'infection par les champignons endophytes entre les individus examinés de *L. feei*.

L'ensemble des espèces recensées dans le présent travail ont une répartition géographique cosmopolite. Elles ont été isolées à plusieurs reprises chez différentes plantes dans le monde (Kumaresan & Suryanarayanan 2002 [Mangrove, Inde] ; Cannon & Simmons 2002 [forêt d'Iwokrama, Guyana] ; Rakotoniriana *et al.* 2007 [Mangoro, Madagascar] ; Harzallah *et al.* 2009 [Aurès, Algérie]). Selon Kiffer & Morelet (1997), il est à noter que la majorité des 20 genres recensés a un mode de vie saprophyte et un substrat d'origine tellurique. *Cladosporium* est le seul genre potentiellement phytopathogène, tandis que *Phialophora* est le seul qui peut être parasite. Les genres ayant une nature antagoniste sont *Penicillium*, *Aspergillus*, *Gliocladium*, *Trichoderma*, *Acremonium* et *Scytalidium*.

Les genres fongiques identifiés au niveau des feuilles de *L. feei* appartiennent pour 86,30 % aux Ascomycota (groupe dominant dans le règne des fungi), contre 1,22 % aux Zygomycota et 1,17 % aux Basidiomycota. Cela corrobore les travaux de Ganley & Newcombe (2006), Jumpponen & Jones (2009) et Kembel & Mueller (2014) qui ont trouvé une nette prédominance des Ascomycota. Au Mexique, Rivera-Orduña et son équipe (2011) ont trouvé que 77,2 % des isolats fongiques de *Taxus globosa* sont des Ascomycota. Chez *Centila asiatica*, 475 champignons ont été isolés et classés en 45 taxons différents. Toutes ces espèces appartiennent aux Ascomycota (Rakotoniriana *et al.* 2008). De plus, Buée *et al.* (2009) ont envisagé que l'abondance de cette classe de champignons est due à leurs mécanismes adaptatifs contre la salinité et l'alcalinité.

Presque la moitié de ces mycotaxons (*Cladosporium*, *Phoma*, *Exophiala*,

*Alternaria*, *Epicoccum*, *Aureobasidium*, *Phialophora*, *Scytalidium* et *Scopulariopsis*) sont des Phaeohyphomycètes (classification purement structurelle, ce terme n'a pas de signification phylogénétique). Ils apparaissent avec des couleurs foncées entre marron vif et noir. Cette pigmentation donne l'aspect sombre caractéristique des champignons dématiés, qui ont le pouvoir d'accumuler la mélanine au niveau des hyphes (Nosanchuk & Casadevall 2006). La présence de la mélanine améliore la physiologie fongique, en augmentant la rigidité de la paroi cellulaire, ce qui permet la pénétration de ces champignons dans les différents tissus de la plante hôte (Bell & Wheeler 1986). Selon Butler *et al.* (2001), cette substance est responsable de la protection contre les radiations UV et contre les enzymes de dégradation de la paroi cellulaire produites par les microbes antagonistes. Les autres mycoendophytes identifiés sont considérés comme des Hyalohyphomycètes (champignons sans pigment brun dans la paroi de leurs cellules au niveau du mycélium). Les genres les plus abondants et qui ne figurent pas parmi les champignons dématiés sont *Penicillium*, *Aspergillus* et *Gliocladium*. Ils représentent ensemble plus que la moitié de la population fongique inventoriée chez *L. feei*. Ces derniers sont les plus communs sur le phylloplan de plusieurs végétaux (Shikha 2017). Selon Chalfoun & Batista (2003), les genres *Penicillium* et *Aspergillus* sont d'occurrence cosmopolite et sont parmi les micro-organismes les plus abondants dans la nature. Ce sont des bio-indicateurs de la conservation de la biodiversité (Barbosa *et al.* 2016). Ces mycoendophytes sont considérés comme des antagonistes résidant sur la plante hôte (Kiffer & Morelet 1997). Ils s'opposent aux autres genres de la phyllosphère par l'établissement des corrélations négatives. Ainsi, dans cette étude, *Penicillium* possède le pouvoir antagoniste le plus élevé avec quatre corrélations significatives négatives. Les espèces de genre *Penicillium* et *Aspergillus* sont connues pour leur activité antimicrobienne par la production d'antibiotiques (Chun *et al.* 2005). Ils produisent aussi des mycotoxines, qui sont des métabolites secondaires nocifs pour les animaux et pour l'homme (Fabiana *et al.* 2013). Il apparaît que l'abondance élevée de ces mycoendophytes est liée à leur pouvoir antagoniste, leur répartition géographique très étendue et leur résistance envers les conditions climatiques.

Parmi les genres recensés et considérés comme antagonistes possédant des abondances assez élevées, nous citons *Trichoderma* et *Acremonium*. *Trichoderma* compte des espèces qui sont d'une grande importance, en raison de leur production d'antibiotiques et d'enzymes qui hydrolysent les parois cellulaires de différents micro-organismes. Ils sont utilisés comme agents de lutte et de contrôle biologique (Rosa *et al.* 2012). L'effet antagoniste pourrait être le résultat de la concurrence établie entre les mycoendophytes. Cela est bien visible au niveau des cultures fongiques de la présente étude par la formation d'une barrière d'inhibition entre les colonies des genres antagonistes. Ces observations suggèrent que certaines espèces endophytes peuvent synthétiser des composés qui inhibent la croissance des autres. Ce phénomène est responsable de la distribution fongique observée. La production de ces métabolites est utile dans plusieurs domaines. *L. feei* est connu comme plante médicinale, possédant des activités biologiques, telle l'activité antimicrobienne et antioxydante (Belboukhari & Cheriti 2005 ; Chaabi *et al.* 2008 ; El Haci *et al.* 2009). Il est probable que ces activités aient une relation directe ou indirecte avec les mycoendophytes antagonistes qu'il héberge. En plus des interactions d'antagonisme révélées dans cette étude, plusieurs corrélations positives indiquant la présence des relations synergétiques sont décrites entre les différents genres. Il est possible que ces champignons, en agissant entre eux en tant que communauté, soient capables d'effectuer de nombreuses autres fonctions bénéfiques à l'hôte, non détectable lorsque chaque groupe est étudié séparément (Rakotoniriana *et al.* 2008 ; Fernando 2014).

La lecture des indices de diversité de Shannon-Weaver nous a permis de constater que la diversité des champignons endophytes est très élevée au niveau des feuilles de *L. feei*. L'indice global est d'une valeur de  $2,21 \pm 0,06$ .

L'ensemble des individus étudiés montrent des indices de Simpson faibles très proches de 0, l'indice global est de  $0,17 \pm 0,02$ . Cela signifie que la diversité est maximale au niveau générique et que ces genres sont bien répartis au niveau des feuilles de *L. feei*, ce qui traduit un bon équilibre des champignons présents.

L'individu numéroté 15 possède l'indice de Shannon le plus élevé ( $2,16 \pm 0,18$ ), avec le

plus faible indice de Simpson ( $0,1 \pm 0,11$ ). Cela est bien justifié par le nombre de champignons qu'il comporte. Effectivement, il est le plus riche parmi l'ensemble des individus étudiés avec 10 genres différents (tableau 5). Cela est dû à la présence minimale des deux genres dominants (*Aspergillus* et *Penicillium*), ce qui favorise le développement des autres champignons, car la présence de ces deux genres dominants limite l'apparition d'autres espèces fongiques.

L'ANOVA concernant les indices de Shannon-Weaver et de Simpson ne montre aucune différence significative entre les individus étudiés. Ces deux indices étudiés séparément indiquent une diversité comparable entre l'ensemble des individus. L'indice de Shannon donne une vue générale sur les abondances fongiques mais non pas au niveau spécifique des genres. L'indice de Simpson mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent au même genre. Il donne plus de poids aux genres abondants qu'aux genres rares. Contrairement aux indices précédents, l'indice de Hill montre une très forte différence significative entre les individus étudiés, donc la diversité se change d'un individu à un autre. Ce dernier donne une vue plus précise car il rassemble les deux indices de Shannon et de Simpson en même temps. À propos de cette lecture, nous avons conclu que les feuilles de *L. feei* sont très diversifiées, cette diversité se traduit au niveau des individus soit par des abondances très élevées des genres abondants, soit par une richesse au niveau spécifique des genres.

## Conclusion

Dans cette étude réalisée dans la région de Oued Aghlal (Béchar), nous avons montré que la partie foliaire de *L. feei*, comme pour la plupart des plantes étudiées jusque-là, abrite divers taxons fongiques endophytes. Cette mycoflore endophyte est riche en espèces. De par cette diversité remarquable, les feuilles de *L. feei* peuvent être considérées comme un véritable hotspot de biodiversité microbienne. L'association symbiotique de *L. feei* avec ces champignons endophytes représente un système modèle dans l'écologie des régions sahariennes, très contraignante à la survie des êtres vivants.

## Bibliographie

- Arnold, A.E., Maynard, Z., Gilbert, G.S., Coley, P.D. & Kursar, T.A. (2000). Are tropical fungal endophytes hyperdiverse? *Ecol. Lett.* 3, 267-274.
- Bacon, C.W. & White, J.F. (2000). Physiological adaptations in the evolution of endophytism in the Clavicipitaceae. *Microbial Endophytes*. Marcel Dekker Inc., New York, 237-261.
- Barbosa, R.N., Bezerra, J.D.P., Costa, P.M.O., De Lima-Júnior, N.C., De Souza Galvão, I.R.G.A., Dos Santos-Júnior, A.A. *et al.* (2016). *Aspergillus* and *Penicillium* (Eurotiales: Trichocomaceae) in soils of the Brazilian tropical dry forest: Diversity in an area of environmental preservation. *Int. J. Trop. Biol.* 64 (1), 45-53.
- Bayman, P. (2007). Fungal endophytes in the environment. In: Kubicek C.P. & Druzhinina I. S. (eds.), *Environmental and Microbial Relationships*. 2<sup>nd</sup> ed: The Mycota IV. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp. 213-224.
- Belboukhari, N. & Cheriti, A. (2005). Antimicrobial activity of aerial part crude extract from *Limoniastrum feei*. *Asian J. Plant Sci.* 4, 496-498.
- Belboukhari, N. & Cheriti, A. (2009). Analysis and isolation of saponins from *Limoniastrum feei* by LC-UV. *Chem. Nat. Comp.* 45 (5), 756-758.
- Bell, A.A. & Wheeler, M.H. (1986). Biosynthesis and functions of melanins. *Annu. Rev. Phytopathol.* 24, 411-451.
- Bučé, M., Reich, M., Murat, C., Morin, E., Nilsson, R.H., Uroz, S. *et al.* (2009). 454 Pyrosequencing analyses of forest soils reveal an unexpectedly high fungal diversity. *New Phytol.* 184, 449-456.
- Butler, J.M., Day, A.W., Henson, J.M. & Money, N.P. (2001). Pathogenic properties of fungal melanins. *Mycologia.* 93, 1-8.
- Cannon, P.F. & Simmons, C.M. (2002). Diversity and host preference of leaf endophytic fungi in the Iwokrama Forest Reserve, Guyana. *Mycologia.* 94 (2), 210-220.
- Chaabi, M.B., Beghidjab, N., Benayacheb, S. & Lobsteina, A. (2008). Activity-Guided isolation of antioxidant principles from *Limoniastrum feei* (Girard) Batt. *Z. Naturforsch.* 63c, 801-807.
- Chalfoun, S.M. & Batista, L.R. (2003). *Fungos associados a frutos e grãos de café* *Aspergillus* & *Penicillium*. Embrapa, Brasília, 69 p.
- Chun, E., Han, C.K., Yoon, J.H., Sim, T.B., Kim, Y.K. & Lee, K.Y. (2005). Novel inhibitors targeted to methionine aminopeptidase 2 (MetAP2) strongly inhibit the growth of cancers in xenografted nude model. *Int. J. of Cancer.* 114, 124-130.
- Dingle, J. & Mcgee, P.A. (2003). Some endophytic fungi reduce the density of pustules of *Puccinia recondita* f. sp. *Tritici* in wheat. *Mycological Research.* 107 (3), 310-316.
- Dobignard, A. & Chatelain, C. (2013). *Index synonymique de la flore d'Afrique du Nord*. Vol. 5, *Dicotyledoneae : Oleaceae à Zygophyllaceae*. Conservatoire et jardin botaniques Ville de Genève, Genève, 122 p.
- Dufresne, P. & Germain, G.S. (2018). *Identification des champignons d'importance médicale*. INSPQ, Laboratoire de santé publique, Québec, 64 p.
- El Hacı, I.A., Didi, A., Bekkara, F.A. & Gherib, M. (2009). *In vitro* antioxidant activity and total phenolic contents in methanol crude extracts from

- the algerian medicinal plant *Limoniastrum feei*. *Scientific Study & Research*. 4, 329-335.
- El-Nagerabi, S.A.F., Elshafie, A.E. & Alkhanjari, S.S. (2013). Endophytic fungi associated with *Ziziphus* species and new records from mountainous area of Oman. *Biodiversitas*. 14 (1), 10-16.
- Fabiana, A.C., Mônica, C.P.M., Daiani, M.D.S., Marcelo, Â.C. & Luis, R.B. (2013). Biodiversity of filamentous fungi in coffee beans grown in an organic and conventional system. *Coffee Science*. 8 (2), 122-129.
- Fernando, D.A., Thiago, G. & Ademir, D. (2014). Exploring interactions of plant microbiomes. *Sci. Agric*. 71 (6), 528-539.
- Fisher, P.J. & Petrini, O. (1987). Location of fungal endophytes in tissues of *Suaeda fruticosa*: A preliminary study. *Mycol. Res*. 89, 246-249.
- Frohlich, J., Hyde, K.D. & Petrini, O. (2000). Endophytic fungi associated with palms. *Mycol. Res*. 104, 1202-1212.
- Gamboa, M.A. & Bayman, P. (2001). Communities of endophytic fungi in leaf of tropical timber (*Guarea guidonia*) Meliaceae. *Biotropica*. 33, 352-360.
- Ganley, R.J. & Newcombe, G. (2006). Fungal endophytes in seeds and needles of *Pinus monticola*. *Mycol. Res*. 110, 318-327.
- Harzallah, D., Benssaci, O.A. & Bouharati, S. (2009). Endophytic mycoflora of atlas cedar (*Cedrus atlantica* man.) in Belezma massif (Aures, Algeria). In: Association française de protection des plantes (ed.), 9<sup>e</sup> conférence internationale sur les maladies des plantes, Tours, 8 et 9 décembre 2009, pp. 159-167.
- Helander, M.L., Sieber, T.N., Petrini, O. & Neuvonen, S. (1994). Endophytic fungi in Scot's pine needles: Spatial variation and consequences of simulated acid rain. *Can. J. Bot*. 72, 1108-1113.
- Jumpponen, A. & Jones, K.L. (2010). Seasonally dynamic fungal communities in the *Quercus macrocarpa* phyllosphere differ between urban and nonurban environments. *New Phytol*. 186, 496-513.
- Jumpponen, A. & Jones, K.L. (2009). Massively parallel 454 sequencing indicates hyperdiverse fungal communities in temperate *Quercus macrocarpa* phyllosphere. *New Phytol*. 184, 438-448.
- Keffous, F., Belboukhari, N., Sekkoum, K., Djeradi, H., Cheriti, A. & Aboul-Enein, H.Y. (2016). Determination of the antioxidant activity of *Limoniastrum feei* aqueous extract by chemical and electrochemical methods. *Cogent Chemistry*. 2, 118-141.
- Kembel, S.W. & Mueller, R.C. (2014). Plant traits and taxonomy drive host associations in tropical phyllosphere fungal communities. *Botany*. 92 (4), 303-311.
- Khan, R., Shahzad, S., Choudhary, M.I., Khan, S.A. & Ahmad, A. (2010). Communities of endophytic fungi in medicinal plant *Withania somnifera*. *Pak. J. Bot*. 42, 1281-1287.
- Kiffer, E. & Morelet, M. (1997). *Les deutéromycètes; classification et clés d'identification générique*. INRA, Paris, 306 p.
- Kinkel, L.L. (1997). Microbial population dynamics on leaves. *Ann. Rev. Phytopath*. 35, 327-347.
- Krings, M., Taylor, T.N., Galtier, J. & Dotzler, N. (2010). Microproblematic endophytes and epiphytes of fern pinnules from the Upper Pennsylvanian of France. *Geobios*. 43, 503-510.
- Kumaresan, V. & Suryanarayanan, T.S. (2002). Occurrence and distribution of endophytic fungi in a mangrove community. *Mycol. Res*. 105, 1388-1391.
- Kusari, S., Hertweck, C. & Spiteller, M. (2012). Chemical ecology of endophytic fungi: Origins of secondary metabolites. *Chemistry & Biology*. 19, 792-798.
- Limane, A., Smail-Saadoun, N., Belkebir-Boukais, A. & Kissoum-Hamdini, K. (2014). Root architecture adaptation of *Pistacia atlantica* subsp. *atlantica* according to an increasing climatic and edaphic gradient: case of a north-south transect in Algeria. *Turkish Journal of Botany*. 38, 536-549.
- Lv, Y.L., Zhang, F.S., Chen, J., Cui, J.L., Xing, Y.M., Li, X.d. et al. (2010). Diversity and antimicrobial activity of endophytic fungi associated with the alpine plant *Saussurea involucreata*. *Biol. Pharm. Bull*. 33 (8), 1300-1306.
- Nosanchuk, J.D. & Casadevall, A. (2006). Impact of melanin on microbial virulence and clinical resistance to antimicrobial compounds. *Antimicrob. Agents Ch*. 50, 3519-3528.
- Ozenda, P. (2004). *Flore et végétation du Sahara*. CNRS, Paris, 624 p.
- Philippot, L., Raaijmakers, J.M., Lemanceau, P. & Putten, W.H. (2013). Going back to the roots: The microbial ecology of the rhizosphere. *Nat. Rev. Microbiol*. 11, 789-799.
- Rahmani, S., Belboukhari, N., Sekkoum, K. & Cheriti, A. (2016). Evaluate the anti inflammatory of the aqueous extract from leaves of *Limoniastrum feei* (plumbaginacea). *Alg. j. arid environment*. 6(1), 80-86.
- Rakotoniriana, E.F., Munaut, F., Decock, C., Randriamampionona, D., Andriambololoniaina, M., Rakotomalala, T. et al. (2007). Endophytic fungi from leaves of *Centella asiatica*: Occurrence and potential interactions within leaves. *Antonie van Leeuwenhoek. Springer Sci.+Bus. Media B.V*. 2007.93 (1-2), 27-36.
- Rivera-Orduña, F.N., Sanchez, R.A.S., Bustamante, Z.R.F., Rodriguez, J.N.G. & Cotera, L.B.F. (2011). Diversity of endophytic fungi of *Taxus globosa* (Mexican yew). *Fungal Divers*. 47, 65-74.
- Rodriguez, R.J., White, J.F., Arnold, A.E. & Redman, R.S. (2009). Fungal endophytes: Diversity and functional roles. *New Phytologist*. 182, 314-330.
- Rosa, L.H., Tabanca, N., Techen, N., Pan, Z., Wedge, D.E. & Moraes, R.M. (2012). Antifungal activity of extracts from endophytic fungi associated with *Smilax maintained in vitro* as autotrophic cultures and as pot plants in the greenhouse. *Can. J. Microbiol*. 58, 1202-1211.
- Rubini, M.R., Silva-Ribeiro, R.T., Pomella, A.W.V., Maki, C.S., Araujo, W.L., Santos, D.R.D. & Azevedo, J.L. (2005). Diversity of endophytic fungal community of cacao (*Theobroma cacao* L.) and biological control of *Crinipellis pernicioso*, causal agent of Witches' Broom Disease. *Int. J. Biol. Sci*. 1, 24-33.
- Selosse, M.A. (2016). Au-delà de l'organisme, l'hobionte. *Écologie*. 469, 80-84.
- Shikha, T. (2017). Study of phylloplane mycoflora of some selected medicinal plants. *Int. J. of Appl. Biol. and Pharm. Tech*. 8(2), 1-7.
- Soussi, A., Ferjani, R., Marasco, R., Guesmi, A., Cherif, H., Rolli, E. et al. (2015). Plant-associated microbiomes in arid lands: Diversity, ecology and biotechnological potential. *Plant Soil*. 4, 55-14.

- Suryanarayanan, T.S., Venkatesan, G. & Murali, T.S. (2003). Endophytic fungal communities in leaves of tropical forest trees: Diversity and distribution patterns. *Curr. Sci.* 85 (4), 489-493.
- Weidner, S., Arnold, W., Stackebrandt, E. & Puhler, A. (2000). Phylogenetic analysis of bacterial communities associated with the leaves of the seegrass *Halophila stipulacea* by a culture independent small-subunit rRNA gene approach. *Microbiol. Ecol.* 39, 22-31.
- Zabalgogazcoa, I. (2008). Fungal endophytes and their interaction with plant pathogens. *Span. J. Agric. Res.* 6, 138-146.
- Zahn, G. & Amend, A.S. (2017). Foliar microbiome transplants confer disease resistance in a critically-endangered plant. *Peer. J.* 5: e4020.
- Zerroug, A. (2011). *Métabolites secondaires bioactifs des champignons endophytes isolés de Retama raetam (Forssk.)*. Mémoire de magister en microbiologie. Université Ferhat Abbas-Setif, Algérie, 2-51.
- Ziane, L., Lazouni, H.A., Moussaoui, A., Hamidi, N., Djellouli, M. et Belabbes, A. (2015). Flavonoid from methanolic extract of *Limoniastrum feei* (Girard) batt (Plumbaginaceae). *Asian J. Pharm. Clin. Res.* 8(2), 218-219.



# Variations saisonnières de la diversité en mycoendophytes foliaires chez *Pistacia atlantica* de la daya de Aiat (Laghouat, Algérie)

*Seasonal variations in foliar mycoendophytes diversity in Pistacia atlantica of daya of Aiat (Laghouat, Algeria)*

Amina ZAREB<sup>1</sup> et Noria SMAIL-SAADOUN<sup>2</sup>

1. Laboratoire de ressources naturelles, Université Mouloud Mammeri, Tizi-Ouzou, Algérie.

2. Laboratoire de ressources naturelles, Université Mouloud Mammeri, Tizi-Ouzou, Algérie.

Auteur correspondant : zarebamina15@gmail.com

Received: 5 February, 2020; First decision: 31 August, 2020; Revised: 27 November, 2020; Second decision: 14 February, 2021; Revised: 18 February, 2021; Final decision: 4 March, 2021.

## Résumé

Les mycoendophytes vivent à l'intérieur des tissus végétaux et augmentent leur résistance aux facteurs abiotiques et biotiques. Notre travail porte sur les variations saisonnières de la diversité des mycoendophytes des feuilles de *Pistacia atlantica* Desf. de la daya de Aiat, dans la région de Laghouat (Algérie). Les saisons concernées sont les printemps 2013 et 2016 et les automnes 2015 et 2016. Plusieurs genres de mycoendophytes ont été répertoriés dans cette étude. L'abondance de certains d'entre eux présente une différence significative entre les saisons concernées. C'est le cas pour les genres *Aspergillus* ( $P = 0,03$ ), *Cladosporium* ( $P = 0,00$ ), *Epicoccum* ( $P = 0,00$ ), *Monilia* ( $P = 0,03$ ), *Penicillium* ( $P = 0,01$ ), *Phoma* ( $P = 0,03$ ), *Rhizoctonia* ( $P = 0,03$ ), *Rhizopus* ( $P = 0,00$ ), *Rhodotorula* ( $P = 0,00$ ), *Scopulariopsis* ( $P = 0,00$ ), *Trichophyton* ( $P = 0,00$ ) et *Xylaria* ( $P = 0,03$ ). Ces derniers forment des assemblages et des interactions spécifiques aux différentes

saisons d'échantillonnage. Selon l'analyse en composantes principales, deux groupes semblent s'individualiser. Le premier concerne les sujets échantillonnés pendant le printemps 2013, avec une présence des genres *Epicoccum*, *Penicillium*, *Monilia*, *Phoma* et *Xylaria*. Pour cette saison, le genre *Aspergillus* montre une abondance moins importante par rapport aux saisons précédentes. Le deuxième groupe comporte les genres recensés à l'automne 2015, au printemps 2016 et à l'automne 2016, avec une dominance d'*Aspergillus*, associé à *Cladosporium*, *Trichophyton*, *Scopulariopsis*, *Rhizopus*, *Rhizoctonia* et *Rhodotorula*. La distribution de ces micro-organismes foliaires semble influencée par l'augmentation des températures minimales et la diminution des précipitations des années 2015 et 2016 au niveau de notre zone d'étude. Les changements climatiques semblent avoir un impact sur la diversité des mycoendophytes foliaires du pistachier de l'Atlas de la région de Laghouat (Algérie).

**Mots-clés :** *Pistacia atlantica* Desf., mycoendophytes, diversité, changements climatiques, Laghouat (Algérie).

## Abstract

*Mycoendophytes living inside plant tissue can increase their resistance to abiotic and biotic factors. Our study focuses on seasonal variations in the diversity of mycoendophytes in the leaves of Pistacia atlantica Desf. from daya from Aiat, in the Laghouat region (Algeria). The concerned seasons are spring 2013 and 2016 and autumn 2015 and 2016. Several genera of mycoendophytes were identified in this study. The abundance of some of them presents a significant difference between the seasons concerned. This is the case for Aspergillus (P = 0.03), Cladosporium (P = 0.00), Epicoccum (P = 0.00), Monilia (P = 0.03), Penicillium (P = 0.01), Phoma (P = 0.03), Rhizoctonia (P = 0.03), Rhizopus (P = 0.00), Rhodotorula (P = 0.00), Scopulariopsis (P = 0.00), Trichophyton (P = 0.00) and Xylaria (P = 0.03). These last form assemblies and interactions, specific to the different sampling seasons. According to the principal component analysis, two groups seem to be individualized. The first concerns the trees sampled during spring 2013, with the presence of Epicoccum, Penicillium, Monilia, Phoma and Xylaria. For this season, the genus Aspergillus showed a lower abundance compared to previous seasons. The second group includes the genera recorded in autumn 2015, spring 2016 and autumn 2016, with a dominance of Aspergillus, associated with Cladosporium, Trichophyton, Scopulariopsis, Rhizopus, Rhizoctonia and Rhodotorula. The distribution of these leaf microorganisms seems to be influenced by the increase in minimum temperatures and the decrease in precipitation of the years 2015 and 2016 in our study area. Climate change seems to have an impact on the diversity of Atlas pistachio leaf mycoendophytes in the Laghouat region (Algeria).*

## Abridged version

Endophytic fungi give plants tolerance to environmental stresses. Thus, they can improve their performance during these difficult times. For this, the latter present seasonal qualitative and quantitative variations, mainly influenced by climatic conditions, such as temperature and precipitation. This work made it possible to identify several fungal genera like mycoendophytes of the leaves of *Pistacia atlantica* and this for different seasons, namely: spring of 2013 and 2016 and autumn of 2015 and 2016. Anova showed significant differences in abundance for certain genera, depending on the seasons sampled. These are *Aspergillus* (P = 0.03), *Cladosporium* (P = 0.00),

*Epicoccum* (P = 0.00), *Monilia* (P = 0.03), *Penicillium* (P = 0.01), *Phoma* (P = 0.03), *Rhizoctonia* (P = 0.03), *Rhizopus* (P = 0.00), *Rhodotorula* (P = 0.00), *Scopulariopsis* (P = 0.00), *Trichophyton* (P = 0.00) and *Xylaria* (P = 0.03). The genus *Aspergillus* is identified for all four sampling periods and its abundance has increased significantly over the years. During the spring of 2013, we also noted a high abundance of the genus *Epicoccum*, appearing to be co-dominant with *Aspergillus*. The average comparison test places this season in a separate group (B), characterized by a significant presence of the genus *Penicillium*. Spring 2016 is found in another group (AB). The autumns 2015 and 2016 are gathered in the same group (A) and are characterized by low abundances, even zero for this genus. We also noticed an increase in the abundance of the genera *Cladosporium* and *Trichophyton* and the establishment of the genera *Scopulariopsis*, *Rhodotorula*, *Rhizopus* and *Rhizoctonia* for the years 2015 and 2016. The abundance of the genus *Cladosporium* is greater for the fall of 2015 and the spring 2016 (B), unlike spring 2013 and autumn 2016 (A). The result of the Principal Component Analysis enabled the identification of two groups. The first concerns subjects sampled during spring 2013 (P13), with the presence of the genera *Epicoccum*, *Penicillium*, *Monilia*, *Phoma* and *Xylaria*. For this season, the genus *Aspergillus* shows a lower abundance compared to previous seasons. The second group includes the genera recorded in autumn 2015 (A15), spring 2016 (P16) and autumn 2016 (A16), with a dominance of *Aspergillus*, associated with *Cladosporium*, *Trichophyton*, *Scopulariopsis*, *Rhizopus*, *Rhizoctonia* and *Rhodotorula*. The increase in minimum temperatures and the decrease in precipitation between the years 2013, 2015 and 2016 seem to cause changes in the abundance of certain fungal genera. The dominant genera in spring 2013 appear sensitive to these changes in climatic conditions. The strong positive interaction between the latter implies the decrease in their frequency. The fungal genera recorded in spring 2016 appear similar to those found in autumn 2015. The climatic conditions are indeed similar for the sampling months (October 2015 and April 2016).

**Keywords:** *Pistacia atlantica* Desf., mycoendophytes, diversity, climate change, Laghouat (Algeria).

## Introduction

Les mycoendophytes sont des micro-organismes très divers, qui vivent comme symbiotes dans les tissus végétaux. Ils sont très diversifiés d'une plante à l'autre et d'un écosystème à l'autre (Rampadarath *et al.* 2018). En effet, chaque hôte poussant sur un site donné peut être considéré comme un écosystème distinct, les organes de la plante constituant le microhabitat de ces champignons (Petri *et al.* 1992 ; Collado *et al.* 1999). Ces derniers peuvent conférer à ces plantes une tolérance au stress environnemental. Ainsi, ils peuvent améliorer leurs performances en période de stress hydrique, de stress thermique, d'une faible disponibilité en éléments nutritifs ou d'une pression intense des herbivores (Brosi *et al.* 2010). Ces facteurs écologiques interviennent dans des interactions complexes, qui permettent de maintenir la communauté de champignons phyllosphériques. La mycoflore de la phyllosphère présente des variations saisonnières qualitatives et quantitatives, influencées par la température, l'humidité, les précipitations, la disponibilité des éléments nutritifs, l'âge et le type de la feuille (Satpute & Vanmare 2018). Les paramètres climatiques montrent donc une influence importante sur ces communautés fongiques, suggérant qu'elles seraient probablement affectées par ces changements climatiques dans un proche avenir (Gomes *et al.* 2018).

En Algérie, peu d'études ont été réalisées sur la diversité en champignons endophytes foliaires. Concernant le pistachier de l'Atlas, nous pouvons citer les travaux de Zareb *et al.* (2016 et 2018) et ceux de Benfoddil (2015), qui ont mis en évidence la présence de champignons endophytes au niveau des feuilles de cette essence et dressé un inventaire de ces derniers au niveau des feuilles de *Pistacia atlantica* Desf. récoltées dans deux dayas différentes de la région de Laghouat. Mais toutes ces études ont concerné une seule saison, à savoir le printemps. Les communautés fongiques de la phyllosphère ne sont pas stables dans le temps, mais varient en raison des cycles de vie fongiques qui déterminent le moment de la colonisation des feuilles (Jumpponen & Jones 2010). De plus, l'âge des feuilles ainsi que les conditions saisonnières qui peuvent favoriser la croissance ou la production de propagules conduisent à des abondances saisonnières dynamiques

parmi les habitants de la phyllosphère (Hata *et al.* 1998 ; Jumpponen & Jones 2010), d'où l'intérêt de l'approche faite dans cette étude. Cette dernière concerne la variation de la diversité en champignons endophytes au niveau de la feuille de *Pistacia atlantica* de la daya de Aiat (Laghouat, Algérie), pour des saisons et des années différentes. Il s'agit des printemps 2013 et 2016, et des automnes 2015 et 2016.

## Matériel et méthodes

### Site d'étude

La région de Laghouat est située à 400 km au sud d'Alger sur l'axe routier Alger-Ghardaia. Notre station d'étude, la daya de Aiat, dans la région de Timzerth, est située au sud de la ville de Laghouat. Sur le plan bioclimatique, la zone d'étude se place dans l'étage aride, avec une saison sèche de 11 mois par an (Limane *et al.* 2014). Les dayas sont des dépressions fermées de l'ordre métrique à kilométrique, où s'accumulent les eaux de ruissellement (Pouget 1980). La daya échantillonnée est un milieu diversifié et riche, malgré sa surface relativement réduite, avec 28 espèces végétales retrouvées au total. Seize (36,36 %) sont des espèces méditerranéennes. Il y a lieu de noter la présence de *P. atlantica* et *Ziziphus lotus*, qui appartiennent au groupe d'espèces localement liées à un appoint d'eau par ruissellement. Huit espèces seulement appartiennent aux groupes éco-floristiques d'espèces indicatrices des steppes du nord de l'Afrique. Six espèces recensées appartiennent au groupe psammophile lié aux sables grossiers plus ou moins fixés. Six des espèces recensées font partie du groupe rudéral lié au surpâturage prolongé. La daya de Aiat a été labourée sur les côtés sud et ouest pour une culture céréalière, ce qui explique la présence de *Hordeum vulgare* (Abrous & Hamouchi 2012).

L'échantillonnage des feuilles de pistachier de l'Atlas a été réalisé au mois d'avril pour les printemps 2013 et 2016 et au mois d'octobre pour les automnes 2015 et 2016. Une comparaison des données de température montre une différence des températures moyennes annuelles, minimales et moyennes maximales 2013, 2015 et 2016, mais aussi entre les mois pendant lesquels l'échantillonnage a été fait (tableau 1). Il y a lieu de noter une

**Tableau 1 – Caractéristiques climatiques de Laghouat pendant les mois d'échantillonnage (ONM Alger).****Table 1 – Climatic characteristics of Laghouat during the sampling months (ONM Alger).**

Caractéristiques climatiques	Avril 2013	Avril 2016	Octobre 2015	Octobre 2016
T (°C)	18,3	20,1	20,8	22,2
m (°C)	11,2	12,5	14,3	15,6
M (°C)	25,4	27,7	27,3	28,7
P (mm)	0,8	1,7	0,9	5,0

T : moyenne des températures mensuelles (°C) ; m : moyenne des températures minimales du mois (°C) ; M : moyenne des températures maximales du mois (°C) ; P : précipitations mensuelles (mm).

augmentation des températures moyennes minimales de 2013 à 2016, 12,6 °C et 13,3 °C respectivement. Le total des précipitations aussi est différent pour les trois années considérées. Il est de 88,8 mm pour l'année 2013, 42,6 mm pour l'année 2015 et 36,2 mm pour l'année 2016.

### Matériel végétal

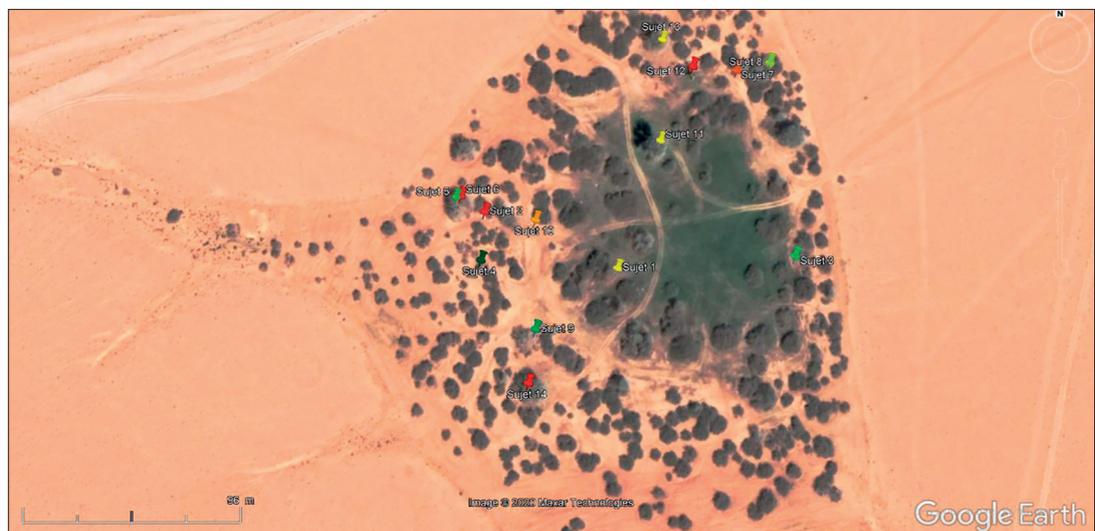
L'échantillonnage des feuilles s'est porté sur quatorze individus les plus accessibles, choisis de manière subjective. Ce sont les mêmes sujets qui ont été échantillonnés pour les quatre saisons considérées. Le choix a concerné des individus d'âges et de sexes différents (4 jeunes, 6 moyens et 4 âgés, mâles et femelles) et en bon état phytosanitaire. Les sujets immatures sont petits, n'ont pas encore de fleurs et sont complètement entourés de *Z. lotus*. Pour les sujets moyens, le sexe est

déterminé (5, 7 et 8 sont des sujets femelles, 6, 9 et 10 sont des sujets mâles) et la hauteur est plus importante. Ils sont toujours entourés de *Z. lotus*, mais d'une manière très éparse. Les sujets âgés (11, 12, 13 et 14) sont tous mâles et sont les plus importants en taille ; ils n'ont plus de *Z. lotus* autour (figure 1). Pour chaque individu, 20 feuilles sont récoltées tout autour de l'arbre par saison, pour réduire la variabilité individuelle. Une fois récoltées, les feuilles doivent être maintenues à l'état frais, elles sont ainsi mises dans des sacs en papier et transportées ensuite dans une glacière au laboratoire pour limiter le délai entre la récolte des feuilles et le début des mises en culture au laboratoire (24 à 36 heures au maximum).

### Isolement de champignons endophytes

#### Stérilisation superficielle

Le but de la stérilisation superficielle est d'éliminer les organismes épiphytes, qui demeurent au niveau du phylloplan. Pour cela, nous avons adopté le protocole de Helander *et al.* (1994). Vingt feuilles saines par individu sont mises en culture. Ces dernières ont subi un traitement à l'éthanol 95 % pour une durée de 2 minutes, un rinçage à l'eau distillée stérilisée, un traitement à l'eau de Javel pour une durée de 3 minutes, un 2<sup>e</sup> rinçage à l'eau distillée stérilisée, un 2<sup>e</sup> traitement à l'éthanol 95 % pour une durée de 30 secondes et enfin un 3<sup>e</sup> rinçage à l'eau distillée stérilisée.



**Figure 1 – Sujets échantillonnés au niveau de la daya de Aiat.**  
**Figure 1 – Subjects sampled at the daya from Aiat.**

## Mise en culture

Une fois stérilisées, les feuilles sont séchées en utilisant du papier buvard stérile. Elles sont ensuite coupées en fragments (0,5-1 cm), à l'aide d'un bistouri stérilisé, en évitant la foliole terminale. Les fragments de folioles (généralement au nombre de cinq) obtenus sont ensemencés sur un milieu de culture PDA, à raison de 5 explants/boîte de Petri. Par saison, 1 400 fragments (280 feuilles/individu) ont ainsi été mis en culture. Au total, 5 600 explants sont répartis sur le milieu de culture. Toutes ces manipulations se font entre deux bacs Bunsen sous une hotte. Les désinfectants (eau savonneuse, hypochlorite de sodium et alcool) sont utilisés pour éviter les risques de contamination venant de l'extérieur. L'incubation s'effectue à température ambiante pendant deux mois.

## Identification

### Identification macroscopique

Les caractères morpho-cultureux sur un milieu de culture solide sont étudiés (couleur, contours, relief, consistance, transparence, aspect de la surface et taille).

### Identification microscopique

L'observation microscopique des champignons consiste à étudier la morphologie d'une colonie au niveau de laquelle les pycnides, asques, zygospores, sclérotés, chlamydospores ou basides sont identifiés. Les spores, ainsi que leurs dispositions (solitaire, chaîne, bouquet) sont observées. À l'aide de la clé de détermination de Tabuc (2007), une identification de 100 % des isolats a été faite jusqu'au genre.

## Analyses des données

Afin d'estimer la diversité fongique, les abondances des différents genres fongiques recensés ont été calculées suivant cette formule (Sudheep & Sridhar 2012).

$$A (\%) = \frac{Ng}{Nt}$$

avec :

A : abondance des genres ;

Ng : nombre de fois que le genre est recensé chez un sujet ;

Nt : ensemble des répétitions d'un sujet ayant fructifié par rapport à l'ensemble des boîtes considérées.

Les abondances des genres identifiés pour les différentes saisons sont comparées entre elles. Des ANOVA et des tests de comparaison de moyennes concernant ces abondances ont été réalisés, pour faire apparaître d'éventuelles différences significatives entre les genres de champignons endophytes identifiés au niveau de la feuille de *P. atlantica* pour les saisons concernées. Une analyse en composantes principales (ACP) est faite en vue de mettre en évidence la distribution spatiale des différents genres de mycoendophytes chez les individus échantillonnés, en fonction des saisons d'échantillonnage et cela grâce au logiciel Stat Box 6.40. Une matrice de corrélation a été aussi réalisée, pour montrer les différentes corrélations existantes entre les différents genres de champignons endophytes identifiés.

## Résultats

Plusieurs genres fongiques sont répertoriés comme mycoendophytes des feuilles de *P. atlantica*. Des différences d'abondance sont notées selon les saisons échantillonnées (tableau 2). Ces dernières apparaissent significatives entre les saisons pour les genres suivants : *Aspergillus* (P = 0,03), *Cladosporium* (P = 0,00), *Epicoccum* (P = 0,00), *Monilia* (P = 0,03), *Penicillium* (P = 0,01), *Phoma* (P = 0,03), *Rhizoctonia* (P = 0,03), *Rhizopus* (P = 0,00), *Rhodotorula* (P = 0,00), *Scopulariopsis* (P = 0,00), *Trichophyton* (P = 0,00) et *Xylaria* (P = 0,03).

Le genre *Aspergillus* est recensé pour les quatre périodes d'échantillonnage et son abondance augmente au fil des années de manière significative. Selon le test de comparaison de moyennes, le printemps 2013 (A) et l'automne 2016 (B) se placent dans des groupes à part. L'automne 2015 et le printemps 2016 sont réunis dans le même groupe (AB). Durant le printemps 2013, nous avons noté aussi une forte abondance du genre *Epicoccum*, apparaissant codominant avec *Aspergillus*. Le test de comparaison des moyennes place cette saison, pour ce genre, dans un groupe à part (B). C'est le cas aussi pour le genre *Penicillium* (B), où une présence assez importante est notée durant cette saison. Le printemps 2016 se retrouve dans un autre groupe (AB). Les automnes 2015 et 2016 sont réunis dans le même groupe (A) et se caractérisent par des abondances faibles, voire nulles pour ce genre. Nous avons remarqué

aussi une augmentation des abondances des genres *Cladosporium* et *Trichophyton* et l'installation des genres *Scopulariopsis*, *Rhodotorula*, *Rhizopus* et *Rhizoctonia* pour les années 2015 et 2016. L'abondance du genre *Cladosporium* est plus importante pour l'automne 2015 et le printemps 2016 (B), contrairement au printemps 2013 et à l'automne 2016 (A). *Trichophyton* semble être un genre plus abondant en automne. Mais il y a lieu de noter que pour cette même saison,

son abondance diffère d'une année à une autre. Pour le genre *Rhodotorula*, son abondance augmente pour le printemps 2016 (B). *Scopulariopsis* et *Rhizopus* voient leur fréquence augmenter pour l'automne 2016 (B). Le genre *Rhizoctonia* semble plus abondant pour l'automne 2015 (B). Le genre *Phoma* est présent pour toutes les périodes échantillonnées (tableau 2).

Le plan ½ de l'ACP montre les changements au niveau du cortège de mycoendophytes

**Tableau 2 – Abondance des champignons endophytes en fonction des saisons au niveau de la feuille de *Pistacia atlantica*.**

**Table 2 – Abundance of endophytic fungi according to the seasons at the level of leaf of the *Pistacia atlantica*.**

Genres	Abondance ± ES			
	Printemps 2013	Automne 2015	Printemps 2016	Automne 2016
<i>Acremonium</i>	1,2 ± 1,2	-	-	-
<i>Alternaria</i>	2,4 ± 1,3	2,1 ± 1,2	4,7 ± 1,6	3,4 ± 3,7
<i>Aspergillus</i>	26,3 ± 4,5 <sup>A</sup>	27,6 ± 3,3 <sup>AB</sup>	30,8 ± 3,2 <sup>AB</sup>	42,2 ± 6,3 <sup>B</sup>
<i>Aureobasidium</i>	3,1 ± 1,7	-	0,7 ± 0,5	-
<i>Bipolaris</i>	0,4 ± 0,4	-	-	-
<i>Chaetomium</i>	1,8 ± 0,8	2,1 ± 1,1	0,7 ± 0,3	-
<i>Cladosporium</i>	9,4 ± 2,0 <sup>A</sup>	24,5 ± 3,9 <sup>B</sup>	26,7 ± 3,0 <sup>B</sup>	10,8 ± 2,1 <sup>A</sup>
<i>Cordyceps</i>	0,3 ± 0,3	-	-	-
<i>Curvularia</i>	-	0,6 ± 0,4	-	-
<i>Epicoccum</i>	25,8 ± 5,3 <sup>B</sup>	1,9 ± 0,7 <sup>A</sup>	1,3 ± 0,9 <sup>A</sup>	1,6 ± 0,7 <sup>A</sup>
<i>Exophiala</i>	-	0,4 ± 0,4	-	0,2 ± 0,1
<i>Fusarium</i>	-	-	0,2 ± 0,2	-
<i>Geomyces</i>	-	0,3 ± 0,3	0,5 ± 0,4	-
<i>Geotrichum</i>	1,4 ± 1,0	1,0 ± 0,5	-	0,3 ± 0,2
<i>Monilia</i>	1,4 ± 0,7	-	-	-
<i>Mucor</i>	-	-	-	0,2 ± 0,2
<i>Muscodor</i>	-	1,7 ± 0,4	0,4 ± 0,2	0,1 ± 0,1
<i>Mycocladus</i>	-	0,2 ± 0,2	0,4 ± 0,3	-
<i>Neoscytalidium</i>	0,5 ± 0,5	0,6 ± 0,3	0,2 ± 0,2	-
<i>Nigrospora</i>	0,4 ± 0,4	-	-	-
<i>Penicillium</i>	15,3 ± 5,6 <sup>B</sup>	1,3 ± 0,5 <sup>A</sup>	3,2 ± 1,2 <sup>AB</sup>	- <sup>A</sup>
<i>Phoma</i>	1,9 ± 0,8 <sup>A</sup>	0,6 ± 0,1 <sup>A</sup>	0,2 ± 0,6 <sup>A</sup>	0,1 ± 0,1 <sup>A</sup>
<i>Phomopsis</i>	0,7 ± 0,5	-	1,1 ± 0,6	0,5 ± 0,3
<i>Rachicladospodium</i>	-	0,1 ± 0,1	-	0,1 ± 0,1
<i>Rhizoctonia</i>	0,3 ± 1,2 <sup>A</sup>	2,7 ± 0,9 <sup>B</sup>	0,2 ± 0,2 <sup>A</sup>	0,3 ± 0,2 <sup>A</sup>
<i>Rhizopus</i>	0,2 ± 0,8 <sup>A</sup>	-	0,5 ± 0,5 <sup>A</sup>	11,5 ± 2,1 <sup>B</sup>
<i>Rhodotorula</i>	0,5 ± 0,3 <sup>A</sup>	0,2 ± 0,2 <sup>A</sup>	5,7 ± 1,8 <sup>B</sup>	0,3 ± 0,3 <sup>A</sup>
<i>Scedospodium</i>	0,3 ± 0,3	2,0 ± 0,5	2,2 ± 0,9	0,3 ± 0,2
<i>Scopulariopsis</i>	0,5 ± 0,2 <sup>A</sup>	0,2 ± 0,2 <sup>A</sup>	1,0 ± 0,9 <sup>A</sup>	8,5 ± 1,8 <sup>B</sup>
<i>Scytalidium</i>	-	0,1 ± 0,1	-	0,1 ± 0,1
<i>Trichoderma</i>	-	2,2 ± 0,7	2,9 ± 1,5	0,2 ± 0,2
<i>Trichophyton</i>	3,0 ± 1,6 <sup>A</sup>	32,0 ± 4,4 <sup>C</sup>	10,6 ± 2,1 <sup>AB</sup>	15,9 ± 2,3 <sup>B</sup>
<i>Ulocladium</i>	0,2 ± 0,2	-	1,3 ± 2,5	-
<i>Xylaria</i>	1,3 ± 0,7	-	-	-

ES : erreur standard ; - : absent des cultures.  
Les lettres majuscules différentes pour une même ligne correspondent à des groupes selon le test de Newman et Keuls.

entre les saisons échantillonnées. Ce dernier explique 83 % du phénomène, avec pour l'axe 1, 55 % et pour l'axe 2, 29 % de l'inertie totale. Deux groupes semblent s'individualiser. Le premier concerne les individus échantillonnés pendant le printemps 2013 (P13), avec une présence des genres *Epicoccum*, *Penicillium*, *Monilia*, *Phoma* et *Xylaria*. Pour cette saison, le genre *Aspergillus* montre une abondance moins importante par rapport aux saisons précédentes. *Epicoccum* est co-dominant avec *Aspergillus*. La matrice de corrélation montre des interactions positives et fortes entre les genres recensés lors de cette saison (tableau 3). Le deuxième groupe comporte les genres recensés à l'automne 2015 (A15), au printemps 2016 (P16) et à l'automne 2016 (A16), avec une dominance du genre *Aspergillus*, associé à *Cladosporium*, *Trichophyton*, *Scopulariopsis*, *Rhizopus*, *Rhizoctonia* et *Rhodotorula*. Ce sont les interactions positives et fortes entre *Aspergillus*, *Scopulariopsis* et *Rhizopus* qui conditionnent ce groupe (figure 2). L'augmentation des températures minimales et la diminution des précipitations entre les années 2013, 2015 et 2016 semblent provoquer des changements dans les abondances de certains genres fongiques. Les genres dominants au printemps 2013 apparaissent sensibles à ces changements de conditions climatiques. La forte interaction positive entre ces derniers implique la diminution de leur fréquence. Les genres fongiques recensés

lors du printemps 2016 apparaissent semblables à ceux retrouvés à l'automne 2015. Les conditions climatiques sont en effet semblables pour les mois d'échantillonnage (octobre 2015 et avril 2016). L'automne 2016 s'individualise par des genres fongiques qui voient leur fréquence augmenter pour cette saison. Il y a lieu de noter que les conditions climatiques sont plus rudes (tableau 1).

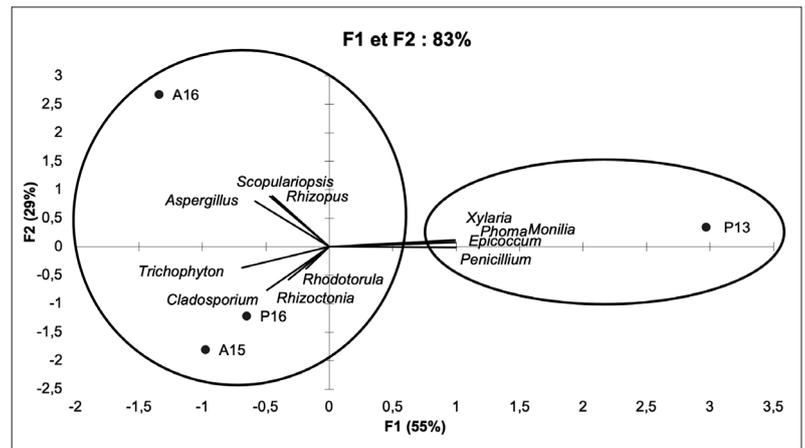


Figure 2 – Répartition des différents genres de champignons endophytes identifiés au niveau de la feuille de *Pistacia atlantica* selon les saisons d'échantillonnage.

Figure 2 – Distribution of the different genera of endophytic fungi identified on the *Pistacia atlantica* leaf according to the sampling seasons.

Tableau 3 – Matrice de corrélation de Pearson.  
Table 3 – Pearson correlation matrix.

	<i>Aspergillus</i>	<i>Cladosporium</i>	<i>Epicoccum</i>	<i>Monilia</i>	<i>Penicillium</i>	<i>Phoma</i>	<i>Rhizoctonia</i>	<i>Rhizopus</i>	<i>Rhodotorula</i>	<i>Scopulariopsis</i>	<i>Trichophyton</i>	<i>Xylaria</i>
<i>Aspergillus</i>	1											
<i>Cladosporium</i>	-0,27	1										
<i>Epicoccum</i>	-0,50	-0,61	1									
<i>Monilia</i>	-0,50	-0,61	<b>1,00</b>	1								
<i>Penicillium</i>	-0,59	-0,46	<b>0,98</b>	<b>0,98</b>	1							
<i>Phoma</i>	-0,53	-0,56	<b>1,00</b>	<b>1,00</b>	<b>0,99</b>	1						
<i>Rhizoctonia</i>	-0,37	0,28	-0,31	-0,32	-0,34	-0,34	1					
<i>Rhizopus</i>	0,97	-0,47	-0,34	-0,34	-0,46	-0,38	-0,34	1				
<i>Rhodotorula</i>	-0,09	0,77	-0,31	-0,30	-0,14	-0,25	-0,40	-0,30	1			
<i>Scopulariopsis</i>	0,98	-0,45	-0,36	-0,36	-0,48	-0,40	-0,34	<b>1,00</b>	-0,28	1		
<i>Trichophyton</i>	0,03	0,35	-0,66	-0,67	-0,71	-0,69	0,90	0,00	-0,30	0,02	1	
<i>Xylaria</i>	-0,50	-0,61	<b>1,00</b>	<b>1,00</b>	<b>0,98</b>	<b>1,00</b>	-0,32	-0,34	-0,30	-0,36	-0,67	1

En gras : valeurs significatives (hors diagonale) au seuil alpha = 0,05 (test bilatéral).

## Discussion

Divers genres de mycoendophytes sont recensés au niveau des feuilles du pistachier de l'Atlas. Il est connu que le facteur saison détermine la composition des assemblages de champignons chez plusieurs espèces végétales, se développant dans des zones tempérées (Carroll & Carroll 1978 ; Collado *et al.* 1999) ou tropicales (Rodrigues 1994). L'influence du facteur saison sur les assemblages des mycoendophytes foliaires est visible chez le pistachier de l'Atlas. Certains genres semblent caractéristiques du printemps et d'autres de l'automne. Mais les années durant lesquelles nous avons réalisé notre échantillonnage présentent des conditions météorologiques différentes. L'année 2013 se distingue par des précipitations plus importantes que 2015 et 2016. Il y a lieu de noter aussi l'augmentation en 2015 et 2016 des températures moyennes minimales. La présence, mais aussi l'abondance de ces genres fongiques semblent différentes, en réaction à ces changements des paramètres climatiques. Durant toutes les saisons d'échantillonnage, le cortège microbien semble être dominé par le genre *Aspergillus*, dont l'abondance augmente avec ces changements. Les espèces recensées de ce genre sont parmi les champignons pigmentés. Les pigments produits (mélanine et caroténoïdes) pourraient fournir une protection contre les ultraviolets pour la plante (Gupta *et al.* 2015). Les travaux de Sangamesh *et al.* (2018) ont montré qu'*Aspergillus* s'est avéré être aussi un genre fongique tolérant à une température élevée. Il est probable que les plantes poussant dans des habitats extrêmes abritent les *Aspergillus* profondément pigmentés, en tant que stratégie d'adaptation aux environnements thermophiles. Il est bien connu que la teneur en mélanine augmente lorsque la température est élevée chez les micro-organismes (Cockell & Knowland 1999). Les *Aspergillus* ont une large répartition géographique, mais sont plus souvent associés aux régions à climat chaud (Tabuc 2007). Ce sont des champignons xérophiles, largement distribués dans la nature. Ils sont connus pour leur capacité à croître sur des substrats à faible activité hydrique. Plus important encore, ces organismes libèrent de l'eau métabolique au cours de leur croissance sur des substrats secs et créent ainsi des conditions favorables pour des champignons moins xérophiles (Hubka *et al.* 2013). Plusieurs souches telles qu'*Aspergillus niger*, *A. flavus*

et *Rhizopus stolonifer* sont capables de produire des hormones phytoestimulantes, comme l'acide abscissique (ABA) (Waqas *et al.* 2012 ; Asaf *et al.* 2018). Dans les stress abiotiques, l'effet protecteur de l'ABA est essentiel pour la croissance des plantes, car il favorise la fermeture stomatique, afin de minimiser les pertes en eau et atténuer les dommages causés par le stress (Khan *et al.* 2011). Il faut toutefois remarquer que l'effet antitranspirant de l'ABA n'est pas bénéfique dans le temps pour la plante, puisque la fermeture des stomates a pour conséquence une diminution des échanges gazeux, entraînant une réduction du rendement de la photosynthèse. Dans ce cas, les champignons endophytes peuvent prendre le relais. En effet, ils ont la capacité de libérer les gibbérellines qu'ils synthétisent (Khan *et al.* 2013 ; Nicoletti *et al.* 2014) et qui peuvent ainsi réguler divers processus de développement des plantes, notamment la croissance des tiges et des feuilles, l'initiation florale et la croissance des fleurs et des fruits (King & Evans 2003 ; Davies 2010 ; Asaf *et al.* 2018). Les gibbérellines favorisent également d'autres processus physiologiques chez les plantes, telles que la croissance des racines et le développement des poils absorbants et retardent également la sénescence de nombreux organes chez diverses espèces de plantes (Asaf *et al.* 2018). Cela peut expliquer l'augmentation des abondances des genres *Aspergillus* et *Rhizopus* avec les augmentations des températures et des déficits hydriques. L'une de ces gibbérellines bioactives est l'acide gibbérellique, souvent appelé GA3. Certaines souches fongiques sont capables de produire de plus grandes quantités de GA3 que les plantes (Hedden *et al.* 2001 ; Leitão & Enguita 2016). *Cladosporium sphaerospermum* isolé des racines de *Glycine max* (L.) Merr. a montré une synthèse de quantités importantes de GA3, GA4 et GA7 bioactifs, qui ont induit une croissance maximale des plants de différentes variétés de riz et de soja (Hamayun *et al.* 2009 ; Mishra *et al.* 2014). Ces résultats peuvent expliquer l'augmentation des fréquences du genre *Cladosporium* avec une forte abondance pendant l'automne 2015 et le printemps 2016.

*Epicoccum* est aussi un genre mélanisé. Mais il y a lieu de noter qu'il décline au fil des saisons échantillonnées. Cela est en corrélation avec la disparition du genre *Penicillium*, qui apparaît sensible aux augmentations des températures minimales et à la diminution des précipitations pour les années 2015 et 2016.

Pourtant, le rôle de ce genre fongique n'est pas négligeable, lors de l'interaction avec la plante hôte. À titre d'exemple, *E. nigrum* est capable d'augmenter la biomasse du système racinaire et de produire des composés qui inhibent la croissance *in vitro* des pathogènes, tels *Fusarium*, *Colletotrichum* et *Monilia* (Fávaro *et al.* 2012). L'épicolactone isolée d'*E. nigrum* a une activité antifongique et peut induire la croissance des racines (Mielnichuk & Lopez 2007 ; Elkhateeb & Daba 2019).

Au vu de l'augmentation des températures moyennes annuelles, mais aussi des valeurs minimales et maximales des mois de prélèvement, on peut se questionner sur le poids du changement climatique local dans la disparition des représentants de certains genres comme *Xylaria* et *Monilia*, qui n'ont été identifiés qu'en 2013. Les précipitations et l'humidité sont les facteurs clés de la structure des mycoendophytes, façonnant les communautés en raison de leur importance pour la dispersion des spores et la colonisation (Rastogi *et al.* 2013 ; Vacher *et al.* 2016 ; Gomes *et al.* 2018 ; Materatski *et al.* 2019).

## Remerciements

Nous remercions vivement le personnel de la conservation des forêts de Laghouat et plus spécialement M. le Conservateur, Kedari Ahmed *et al.* qui nous ont accompagnés durant toutes les saisons d'échantillonnage. Nous tenons à remercier l'ONM d'Alger pour les données climatiques et la Direction générale de la Recherche scientifique et du Développement technologique (DGRSDT) pour son soutien financier.

## Bibliographie

Abrous, A.M.S. & Hamouchi, N. (2012). *Contribution à la connaissance de la biodiversité des dayas à pistachier de l'Atlas. Cas de la daya de Timzerth (Wilaya de Laghouat)*. Mémoire d'ingénieur en sciences agronomiques. Université Mouloud Maameri. Tizi-Ouzou. Algérie, 140 p.

Asaf, L.S., Hamayuna, M., Gula, H., Leec, I.J. & Hussain, A. (2018). *Aspergillus niger* CSR3 regulates plant endogenous hormones and secondary metabolites by producing gibberellins and indole acetic acid. *Journal of Plant Interaction*, 13(1), 100-111.

Benfoddil, O. (2015). *Inventaire des champignons endophytes des feuilles de Pistacia atlantica Desf. de Dayate El Gouffa (Laghouat, Algérie)*. Mémoire

de magister de l'Université de Tizi Ouzou (Algérie), 171 p.

Brosi, G.B., McCulley, R.L., Bush, L.P., Nelson, J.A., Classen, A.T. & Norby, R.J. (2010). Effects of multiple climate change factors on the tall fescue-fungal endophyte symbiosis: infection frequency and tissue chemistry. *New Phytologist* 189, 797-805.

Carroll, G.C. & Carroll, F.E. (1978). Studies on the incidence of coniferous needle endophytes in the Pacific Northwest. *Can. J. Bot.* 56, 3034-3043.

Cockell, C.S. & Knowland, J. (1999). Ultraviolet radiation screening compounds. *Biol. Rev.* 74(3), 311-345.

Collado, J., Platas, G., Gonzalez, I. & Pelaez, F. (1999). Geographical and seasonal influences on the distribution of fungal endophytes in *Quercus ilex*. *New Phytol.* 144, 525-532.

Davies, P.J. (2010). The plant hormones: Their nature, occurrence, and functions. In: Davies P.J. (eds) *Plant Hormones*. Springer, Dordrecht, pp. 1-15.

Elkhateeb, W.A. & Daba, G.M. (2019). *Epicoccum* species as potent factories for the production of compounds of industrial, medical, and biological control applications. *Biomedical Journal of Scientific & Technical Research*. 14 (3), 2574-1241.

Fávaro, L.C.d.L., Sebastianes, F.L.d.S. & Araújo W.L. (2012). *Epicoccum nigrum* P16, a sugarcane endophyte, produces antifungal compounds and induces root growth. *PLoS ONE* 7(6), e36826.

Gomes, T., Pereira, J.A., Benhadi, J. & Lino-Neto, T. (2018). Endophytic and epiphytic phyllosphere fungal communities are shaped by different environmental factors in a Mediterranean ecosystem. *Microb. Ecol.* 76(3), 668-679.

Gupta, V.K., Sreenivasaprasad, S. & Mach, R.L. (2015). *Fungal biomolecules: Sources, applications and recent developments*. Wiley Blackwell, India. 543 p.

Hamayun, M., Khan, S.A., Ahmed N., Tang, D.S. & Sang, M.O.K. (2009). *Cladosporium sphaerospermum* as a new plant growth-promoting endophyte from the roots of *Glycine max* (L.) Merr. *World J. Microb. Biot.* 25, 627-632.

Hata, K., Futai, K. & Tsuda, M. (1998). Seasonal and needle age-dependent changes of the endophytic mycobiota in *Pinus thunbergii* and *Pinus densiflora* needles. *Can. J. Bot.* 76, 245-250.

Hedden, P., Phillips, A.L., Rojas, M.C., Carrera, E. & Tudzynski B. (2001). Gibberellin biosynthesis in plants and fungi: A case of convergent evolution. *Journal Plant Growth Regulation*. 20(4), 319-331.

Helander, M.L., Sieber, T.N., Petrini, O. & Neuvonen, S. (1994). Endophytic fungi in Scot's pine needles: Spatial variation and consequences of simulated acid rain. *Can. J. Bot.* 72, 1108-1113.

Hubka, V., Kolarik, M., Kubatova, A. & Peterson, S.W. (2013). Taxonomic revision of *Eurotium* and transfer of species to *Aspergillus*. *Mycologia* 105(4), 912-937.

Jumpponen, A. & Jones, K.L. (2010). Seasonally dynamic fungal communities in the *Quercus macrocarpa* phyllosphere differ between urban and nonurban environments. *New Phytol.* 186, 496-513.

Khan, A.L., Hamayun, M., Nadeem, A.N., Javid, H., Sang, M.o., Kang, S.M., Yoon-Ha, K., Muhammad, A., Dong-Sheng, T., Waqas, M., Ramalingam, R., Young-Hyun, H. & In-Jung, L. (2011). Salinity stress resistance offered by endophytic fungal interaction between *Penicillium minioluteum* LHL09 and *Glycine max*. *J. Microb. Biot.* 21(9), 893-902.

- Khan, A.L., Hussain, J., Al-Harrasi, A., Al-Rawahi, A. & Lee, I.J. (2013). Endophytic fungi: Resource for gibberellins and crop abiotic stress resistance. *Crit. Rev. Biotechnol.* 35(1), 62-74.
- King, R.W. & Evans, L.T. (2003). Gibberellins and flowering of grasses and cereals: Prizing open the lid of the "florigen" black box. *Annu. Rev. Plant Biol.* 54(1), 307-328.
- Leitão, A.L. & Enguita, F.J. (2016). Gibberellins in *Penicillium* strains: Challenges for endophyte-plant host interactions under salinity. *Microbiol. Res.* 183, 8-18.
- Limane, A., Smail-Saadoun, N., Belkebir-Boukai, A. & Kissoum-Hamdimi, K. (2014). Root architecture adaptation of *Pistacia atlantica* subsp. *atlantica* according to an increasing climatic and edaphic gradient: Case of a north-south transect in Algeria. *Turk. J. Bot.* 38, 536-549.
- Materatski, P., Varanda, C., Carvalho, T., Dias, A.B., M., Campos, D., Rei, F. & Felix, M.D.R. (2019). Spatial and temporal variation of fungal endophytic richness and diversity associated to the phyllosphere of olive cultivars. *Fungal Biol-uk* 123, 66-76.
- Mielnichuk, N. & Lopez, S.E. (2007). Interaction between *Epicoccum purpurascens* and xylophagous basidiomycetes on wood blocks. *Forest Pathol.* 37, 236-242.
- Mishra, Y., Singh, A., Batra, A. & Sharma, M.M. (2014). Understanding the biodiversity and biological applications of endophytic fungi: A Review. *Microbial & Biochemical Technology*, 1948-5948. <http://dx.doi.org/10.4172/1948-5948.S8-004>.
- Nicoletti, R., Fiorentino, A. & Scognamiglio, M. (2014). Endophytism of *Penicillium* species in woody plants. *The Open Mycology Journal.* 8, 1-26
- Petrini, O., Sieber T.N., Toti, L. & Viret, O. (1992). Ecology, metabolite production and substrate utilization in endophytic fungi. *Nat. Toxins.* 1, 185-196.
- Pouget M., 1980. *Les relations sol-végétation dans les steppes sud-algéroises*. Travaux et documents de l'ORSTOM, ORSTOM, Paris.
- Rampadarath, S., Puchooa, D., Jeewon, R. & Bandhoa, K. (2018). Diversity seasonal variation and antibacterial activity of endophytic fungi associated with the genus *Jatropha* in Mauritius. *Journal of Biotechnology & Biomaterials.* 8(1).
- Rastogi, G., Coaker, G.L. & Leveau, J.H.J. (2013). New insights into the structure and function of phyllosphere microbiota through high-throughput molecular approaches. *FEMS Microbiol. Lett.* 348(1), 1-10.
- Rodrigues, K.F. (1994). The foliar fungal endophytes of the Amazonian palm *Euterpe oleracea*. *Mycologia* 86, 376-385.
- Sangamesh, M.B., Jambagi, S., Vasanthakumari, M.M., Shetty, N.J., Kolte, H.G., Ravikanth, G., Nataraja, K.N. & Shaanker, U. (2018). Thermotolerance of fungal endophytes isolated from plants adapted to the Thar Desert, India. *Symbiosis* 75, 135-147.
- Satpute S.B. & Vanmare D.J. (2018). Qualitative and quantitative variation in phyllosphere mycoflora of *Hamelia patens* Jacq. *Journal of Medicinal Plants Studies* 6(1), 31-33.
- Sudheep, N.M. & Sridhar, K.R. (2012). Non-mycorrhizal fungal endophytes in two orchids of Kaiga forest (Western Ghats), India. *J. Forestry Res.* 23(3), 453.
- Tabuc, C., (2007). *Flore fongique de différents substrats et conditions optimales de production des mycotoxines*. Thèse de doctorat de l'Institut national polytechnique de Toulouse (France), 190 p.
- Vacher, C., Hamp, A., Porte, A.J., Sauer, U., Compant, S. & Morris, C.E. (2016). The phyllosphere: Microbial jungle at the plant-climate interface. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 47, 1-24.
- Waqas, M., Khan, A.L., Kamran, M., Hamayun, M., Kang, S.M., Kim, Y.H. & Lee, I.J. (2012). Endophytic fungi produce gibberellins and indoleacetic acid and promotes host-plant growth during stress. *Molecules* 17, 10754-10773.
- Zareb, A., Lehadi, L., Rezki-Sekhi, L., Boubrima, A. & Smaïl-Saadoun, N. (2018). Contribution à la recherche de mycoendophytes foliaires chez *Pistacia atlantica* Desf. de dayate Saadi (Hassi Delaa, Laghouat, Algérie). *Revue Agrobiologia* 8(2), 1021-1026.
- Zareb, A., Smail-Saadoun, N. & Rezki-Sekhi, L. (2016). Endophytic fungi of leaf of Atlas pistachio of Dayate Aiat (Laghouat, Algeria). *Proceeding of Option Méditerranéenne, XV, Grempe Meeting on Almonds and Pistachios* A. 119, 155-158.

# Rapid disease diagnostic of *Nerium oleander* L. leaves by visible and near infrared spectroscopies

## *Diagnostic rapide de maladie des feuilles de Nerium oleander L. par spectroscopies visible et proche infrarouge*

Astrid MALÉCHAUX<sup>1</sup>, Isabelle GIFFARD<sup>1</sup>, Nathalie DUPUY<sup>1</sup>, Isabelle BOMBARDA<sup>1,\*</sup>

1. Aix Marseille Université, Université Avignon, CNRS, IRD, IMBE, Marseille, France

\*Corresponding author: [Isabelle.bombarda@imbe.fr](mailto:Isabelle.bombarda@imbe.fr)

Received: 28 April, 2020; First decision: 23 October, 2020; Revised: 04 Feb., 2021; Second decision: 22 Feb., 2021; Revised: 4 March, 2021; Final decision: 17 April, 2021.

### Abstract

The potential applications of *Nerium oleander* L. leaves for the extraction of bioactive molecules of pharmaceutical interest call for the development of analytical techniques allowing controlling the quality and origin of these leaves. Chemometric models using visible and near-infrared (NIR) spectra of *N. oleander* leaves were used to test the feasibility of quality control and more particularly to diagnose plant disease. Preliminary results from the principal component analysis (PCA) show that diseased and healthy leaves can be distinguished based on their visible or NIR spectra. Since PCA models are not predictive, a discriminant analysis by PLS-DA was developed. The prediction model was tested on samples not used for the calibration and was able to discriminate the diseased leaves based on the visible spectra with 100% of good classification and on their NIR spectra with 80% of good classification.

**Mots-clés :** diagnostic de maladie, feuille, *Nerium oleander*, PLS-DA, chimiométrie, spectroscopie.

### Résumé

L'utilisation des feuilles de *Nerium oleander* L. pour l'extraction de molécules bioactives d'intérêt pharmaceutique impliquent le développement de techniques analytiques permettant de contrôler la qualité des feuilles et pour diagnostiquer des maladies. Des modèles chimiométriques utilisant des spectres visibles et proche infrarouge de feuilles de *N. oleander* ont été utilisés pour tester la faisabilité du contrôle de leur qualité. Les résultats fournis par l'analyse en composantes principales montrent que les feuilles malades et saines peuvent être distinguées en fonction de leur spectre visible ou proche infrarouge. Comme les modèles ACP ne sont pas prédictifs, un modèle d'analyse discriminante PLS-DA est mis en œuvre. Le modèle de prédiction a été testé sur des échantillons non inclus dans la calibration, les feuilles malades ont pu être identifiées en fonction des spectres visibles avec 100 % de bonne classification et à partir de leurs spectres NIR avec 80 % de bonne classification.

**Keywords:** Disease diagnostic, Leaves, *Nerium oleander*, PLS-DA, Chemometrics, Spectroscopy.

## Introduction

*Nerium oleander* L. is an evergreen shrub that belongs to the Apocynaceae family. It is used as an ornamental plant for its highly aesthetic flowers. *N. oleander* is planted throughout the tropical regions. It is a widespread plant of Mediterranean regions because of its tolerance to drought. *N. oleander* is a toxic plant and was reported to have both herbicidal and insecticidal activities (Cenkseven *et al.* 2017; Al-Samarai *et al.* 2018). Several studies focused on the identification of bioactive molecules extracted from its leaves, highlighting the anti-diabetes, anti-cancer, anti-inflammatory or anti-oxidant properties of some of these compounds (Dey *et al.* 2015; Siddiqui *et al.* 2012; Zhao *et al.* 2011). Cardenolides, steroids known to have potential cardiotoxic activity, were isolated from the leaves (Begum *et al.* 1999). *Nerium oleander* L. leaf extracts have also been used in the synthesis of gold or silver nanoparticles (Roni *et al.* 2013; Tahir *et al.* 2015). These potential applications of the leaf extracts call for the development of analytical techniques allowing controlling the quality of these leaves from a safety point of view. In fact, before processing to the extraction, the leaves are crushed into powder. If disease diagnostic of the whole leaves is easy to detect to naked eye, it becomes impossible when leaves are crushed and reduced to powder. Furthermore, the possibility to develop automated system to diagnose plant disease could be of interest to reduce the use of chemicals. The main metabolic fingerprinting approaches used for disease diagnostics include infrared and Raman spectroscopy, nuclear magnetic resonance spectroscopy and more recently mass spectrometry-based methods (Ellis *et al.* 2007). Vibrational spectroscopy methods have been used for the prediction of plant products quality (Bombarda *et al.* 2008; Casale *et al.* 2010; Cozzolino 2009; Di Donna *et al.* 2010; Ellis *et al.* 2007; Fernandez-Cabanás *et al.* 2008; Maietti *et al.* 2013). Near infrared spectroscopy (NIR) in combination with chemometric treatments was successfully introduced to discriminate bamboo varieties (Chu *et al.* 2017) or olive tree cultivars (Di Donna *et al.* 2010) based on spectra of their leaves. Color has a major role in the acceptability of the product and is related to the consumer perception of flavor, sweetness, scents and other physical properties in relation to the quality of the product (Ansorena *et al.* 1997; Dufosse *et al.* 2005; Ferreira *et al.* 1994; Moyano *et al.* 2008).

Manufacturers have been aware of this for a long time, which explains their efforts to assess and control the color of their products. Since the perception of color mainly depends on the observer and other illumination conditions, an objective assessment of color requires appropriate instrumentation that follows the recommendations instituted by the CIE (International Commission on Illumination). As most of the diseases of leaves impact on their colors (Patil & Kumar 2011) the colorimetric method uses multiple sensors to measure the spectral reflectance of an object for every wavelength of the 400-700nm spectral range (Isaacs *et al.* 1975). The microprocessor of the device calculates by integration the tristimulus values from the data of spectral reflectance. The determination of the color by the  $L^*a^*b^*$  values is related to the spectral curve obtained by the spectrometer (Korifi *et al.* 2013). It is thus possible to know exactly the nature of the color of an object thanks to this technique. Thus, this preliminary study aims to test the feasibility of *N. oleander* leaf quality control using visible and NIR spectra associated with chemometric treatments.

## Material and methods

### Samples

*Nerium oleander* gardened samples were gathered at the flowering stage (September 2018) in La Viste and Allauch (Marseille, France). The 19 samples were composed of 13 healthy samples and 6 diseased samples of leaves from different varieties (various morphological aspect, different color of flower and leaf size). Leaves were air dry, out of direct sunlight, then ground into powder before analyzed by visible and NIR spectroscopies with six replicates per sample.

### Near infrared spectroscopy

NIR analyses were conducted with a Nicolet Antaris spectrometer interfaced to a PC and equipped with an InGaAs detector, an H<sub>2</sub> NIR source, and a CaF<sub>2</sub>/germanium beam splitter. The spectrometer was placed in an air-conditioned room. Fourier transform (FT)-NIR spectra were recorded between 7500 and 4000cm<sup>-1</sup> by collecting the NIR energy that scatters on the surface of the leaves, using an integrating sphere in diffuse reflectance mode.

## Colorimetry

The color was measured using a Datacolor spectrophotometer with a D65 illumination source and an observation interval of 10°. The spectral range corresponds to 400-700nm with a resolution of 10nm.

## Principal component analysis

PCA is an unsupervised pattern recognition method and it is often the first step of exploratory data analysis to detect groups in the measured data (Jolliffe 2002). PCA models the directions of maximum variations in a dataset by projecting it as a swarm of points in a space defined by principal components (PCs). PCs describe, in decreasing order, the highest variations among the objects, and because they are calculated to be orthogonal to one another, each PC can be interpreted independently. That permits an overview of the data structure by revealing relationships between the objects as well as the detection of deviating objects. To find these sources of variations, the original data matrix is decomposed into the object space, the variable space and the error matrix. The error matrix represents the variations not explained by the previously extracted PCs and depends on the problem definition.

## Partial least square regression

The PLS technique can be adapted for classification (Vandeginste *et al.* 1998) as well as for quantitative analysis. The model was built by the full cross validation method during the calibration developments. The evaluation of the errors in the calibration was carried out by computing the standard error of calibration (SEC) after comparing the real concentration with the computed one for each component. The formula for the standard error of calibration is:

$$SEC = \sqrt{\left(\frac{\sum_{i=1}^N (C_i - C'_i)^2}{N-1-p}\right)}$$

where  $C'_i$  is the known value,  $C_i$  is the value calculated by the calibration equation,  $N$  is the number of samples, and  $p$  is the number of independent variables in the regression optimized by cross-validation.

The standard error of prediction (SEP) gives an estimation of the prediction performance

during the step of validation of the calibration equation:

$$SEP = \sqrt{\left(\frac{\sum_{i=1}^M (C_i - C'_i)^2}{M}\right)}$$

where  $M$  is the number of samples in the prediction set.

The PLS-discriminant analysis method (PLS-DA) is carried out using an exclusive binary coding scheme with one bit per class. Therefore, for each sample, the code may be represented by a multidimensional output vector with 1 at the position corresponding to varietal origin and 0 at the other positions. During the calibration process, the PLS-DA method is trained to compute the "membership values" one for each class; the sample is then assigned to the class showing the highest membership value (Roussel *et al.* 2003). Two data sets were used: the calibration one and the prediction one. The samples were randomly distributed into either the calibration set ( $n = 12$ ) or the prediction set ( $n = 5$ ). The performance of the calibration models was estimated from the percentage of correctly classified samples (%CC). The %CC was calculated by the formula:

$$\%CC = \frac{N_c}{N_c + N_{ic}} \times 100$$

where  $N_c$  is the number of correctly classified samples and  $N_{ic}$  is the number of incorrectly classified samples (Ciosek *et al.* 2005).

The chemometric applications were performed using the UNSCRAMBLER software version X10.4 from CAMO (Computer Aided Modelling, Trondheim, Norway).

## Results

The overlay of the visible spectra of *N. oleander* leaf powders shows slight differences (figure 1). In order to emphasize the evolution of color, a principal component analysis (PCA) was performed on the visible leaf's spectra (400-700nm range). The whole point of data processing methods is to work on differences that are not very marked, which makes it possible to make early diagnoses. PCA is an unsupervised modeling method; it extracts information from data set and removes noise. A mathematical procedure transforms a matrix of correlated variables into a new matrix of

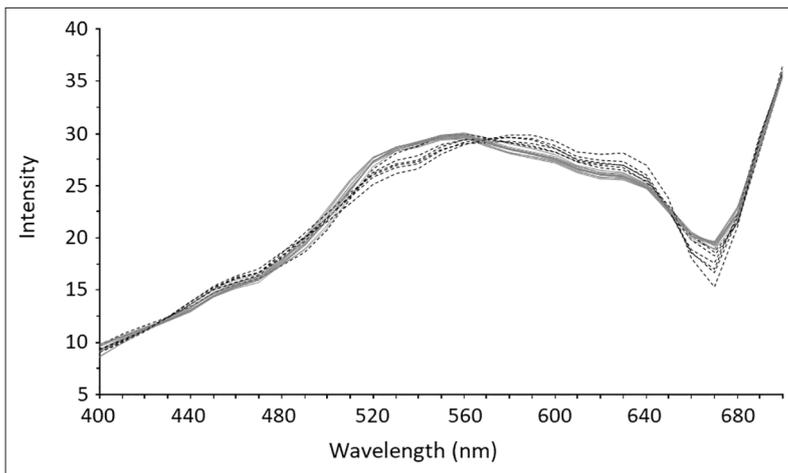


Figure 1 – Reflectance visible spectra of healthy (solid lines) and diseased (dashed lines) *N. oleander L.* leaves after pre-treatment by extended multiplicative scatter correction (EMSC).

mutually uncorrelated variables called principal components (PCs). PCs describe the variations amongst the objects, in decreasing order from the greatest to the smallest. There is no correlation between them. Each PC contains a part of the total information contained in the original data. In matrix representation, the model with a given number of components has the following equation:

$$X = T \cdot P^t + E$$

where T is the scores matrix (coordinates of points in the space of the principal components, the left figure), P the loadings matrix (contained the principal components, the right figure) and E the error matrix.

The data are grouped based on the similarities between samples after plotting two PCs relatively to each other. The aim was to observe

the impact of leaf quality on the spectra. The variations (intensity and shift) of the NIR or visible peaks depending on the leaves studied were investigated.

The PCA performed on visible spectra (figure 2) shows that the first two components explain 95% of the data variation (80% for PC1 and 15% for PC2). The first component (80%) could be associated to leaf disease (bacterial, virus or fungal attack). As a matter of fact, PCA scores from visible spectra show a separation between diseased (negative part) and healthy (positive part) leaves along PC1. The loadings indicate that the spectra of healthy leaves have higher intensities at wavelengths 520-540nm (green color) and 670nm (red color), while diseased leaves have higher intensities for 590nm (yellow color) and 630nm (orange color) (figure 2). In fact, when symptoms are visible, the leaves have yellow color, the chlorophyll content decreased as disease progressed. Despite the small number of samples, a partial least squares-discriminant analysis (PLS-DA) was carried out using a binary coding scheme. Twelve samples were used to build the model (8 healthy leaves and 4 diseased leaves), then the prediction was done on the 7 remaining samples (5 healthy leaves and 2 diseased leaves). The results obtained for the model calibration and the prediction are shown in table 1. The statistical parameters were very good, with low calibration and prediction errors (SEC and SEP).

The NIR spectra of *N. oleander* leaf powders are similar to the naked eye (figure 3). The bands located at 4 250 and 4 340cm<sup>-1</sup> are characteristic of the combination of C-H stretching

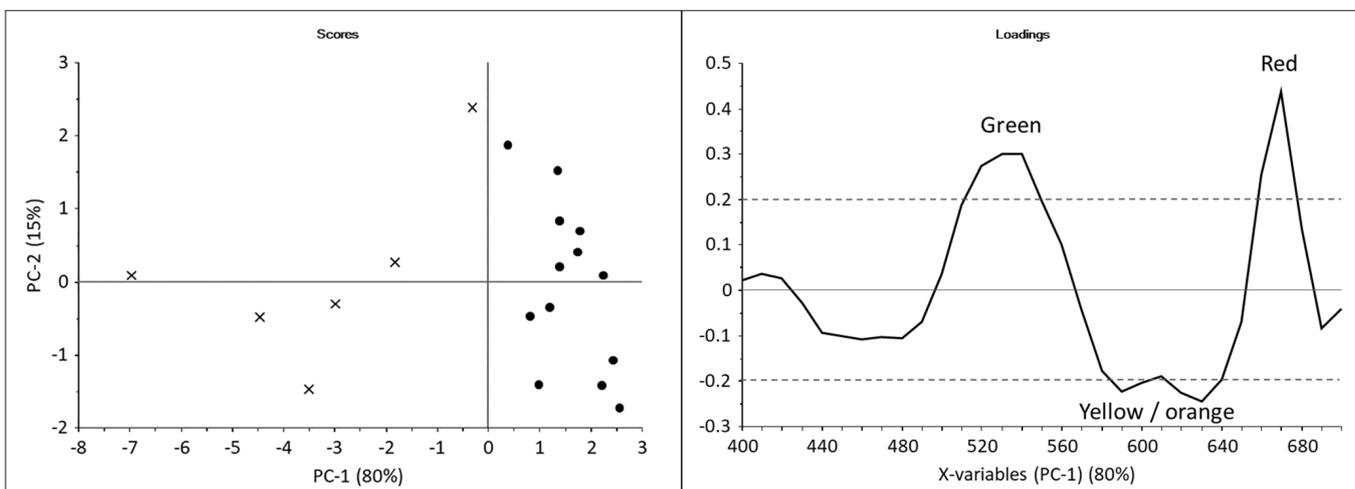


Figure 2 – Score plot of the first two PC (left) and loadings of the first PC (right) for the PCA on visible spectra of healthy (dots) and diseased (crosses) *N. oleander L.* leaves after EMSC.

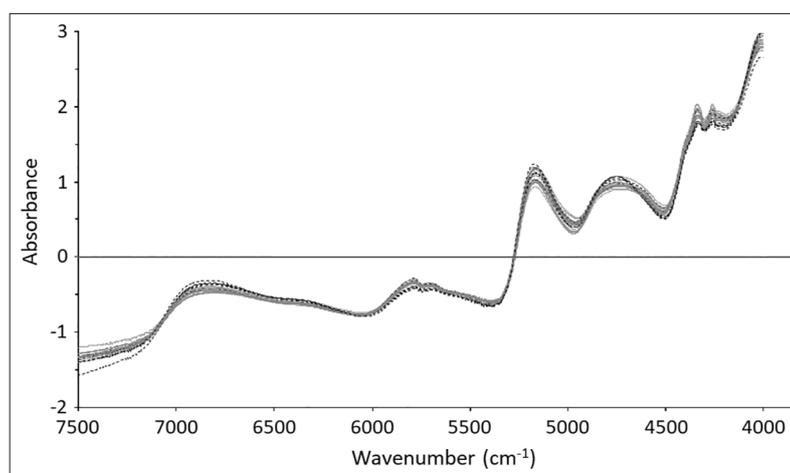
vibrations of  $\text{CH}_3$  and  $\text{CH}_2$  with other vibrations; the two bands at  $5650$  and  $5800\text{cm}^{-1}$  correspond to the first overtone of the C-H stretching vibration of  $\text{CH}_3$ ,  $\text{CH}_2$ , and  $\text{CH}=\text{CH}$ . Two other bands, around  $4500$ - $5400$  and  $6100$ - $7500\text{cm}^{-1}$ , are assigned respectively to the combination of the O-H stretching band and the O-H bending band ( $5200\text{cm}^{-1}$ ) and to the first overtone or the combination of the symmetric and asymmetric O-H stretching bands ( $6900\text{cm}^{-1}$ ). These band assignments were done according to the literature (Riaublanc *et al.* 2000). In order to see the data structure, a PCA was done using the NIR data. Figure 4 shows the scores plot on the first two components of the PCA, which represent 79% of the data variance. PCA scores from NIR spectra also separate diseased (negative part) and healthy (positive part) leaves along PC1 (57% of the data variance). The loadings point out a higher absorbance of C-H combination band for healthy leaves (positive part), and a higher absorbance of the O-H combination band for diseased leaves (negative part) (figure 4).

Despite the small number of samples, a PLS-DA was carried out using a binary coding scheme. For the calibration model 12 samples were used (8 healthy leaves and 4 diseased leaves) and the prediction was done on 7 samples (5 healthy leaves and 2 diseased leaves). The calibration and prediction results are shown in table 1. The statistical parameters were good, with low SEC and SEP but the results are not as good as in colorimetry. Nevertheless, the prediction model was able to discriminate the diseased leaves based on their NIR spectra with 80% of good

**Table 1 – Results of the PLS1-DA models using visible or NIR spectra to discriminate healthy and diseased *N. oleander L.* leaves.**

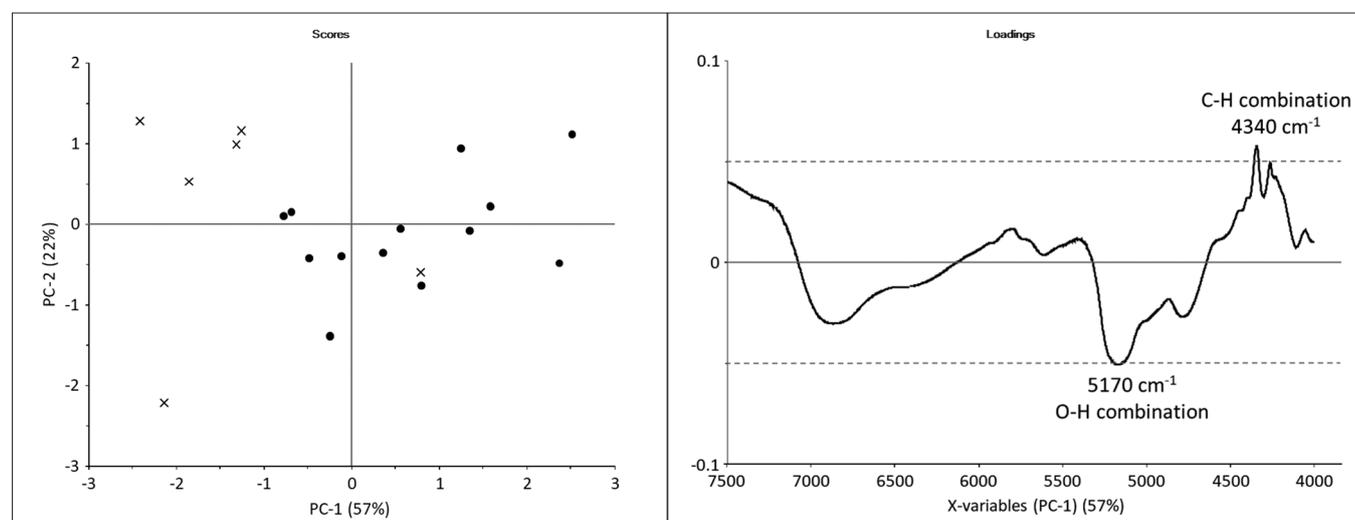
	Reference	Predicted		LV	SEC	R <sup>2</sup>	SEP	Q <sup>2</sup>	%CC
		Diseased	Healthy						
Visible	Diseased	2	0	1	0.26	0.69	0.15	0.93	100%
	Healthy	0	5						
NIR	Diseased	1	1	2	0.28	0.64	0.38	0.62	80%
	Healthy	1	4						

LV: Latente variables; SEC: Standard error of calibration; R<sup>2</sup>: Coefficients correlation in calibration; SEP: Standard error of prediction; Q<sup>2</sup>: Coefficients correlation in prediction; %CC: percentage of correctly classified samples.



**Figure 3 – Near infrared spectra of healthy (solid lines) and diseased (dashed lines) *N. oleander L.* leaf powder after standard normal variate (SNV) correction.**

classification. This result is illustrated by the confusion matrix, showing that one diseased sample was misclassified as healthy and one healthy sample was misclassified as diseased.



**Figure 4 – Score plot of the first two PC (left) and loadings of the first PC (right) for the PCA on NIR spectra of healthy (dots) and diseased (crosses) *N. oleander L.* leaves after standard normal variate (SNV) pretreatment.**

## Discussion

All plants contain pigments including chlorophylls (green pigments), carotenoids (red, orange to yellow pigments), anthocyanins (red blue pigments) and flavonoids (yellow pigments). The presence of these foliar pigments in plants explains therefore the strong absorption of visible radiations. Chlorophylls are by far the most abundant pigments and have two absorption bands at the wavelengths 450nm (blue) and 660nm (red) with a relative maximum reflectance around green (550nm).

The spectra of healthy leaves have higher intensities at wavelengths 520-540nm and 670nm, while diseased leaves have higher intensities for 590 and 630nm. This confirms that diseases affect the color of leaves, shifting from green to more yellow and orange tones. The beginning of the red edge, related to chlorophyll content, is also modified, diseases decrease the red edge (Filella & Penuelas 1994). Based on visible spectra analysis, a plant disease diagnostic method may be provided, which enables to accurately distinguish diseased trees from healthy trees without requiring neither specific experience nor skill.

From the PLS-DA, the prediction model was able to discriminate the diseased leaves against the healthy ones based on their visible spectra with 100% of good classification. Indeed, the confusion matrix indicates that all the diseased and healthy samples were recognized as belonging to their expected category without ambiguity (table 1).

*N. oleander* leaf quality could also be identified by NIR analysis combined with chemometric methods. Two distinct groups could be found, even though they are less clearly separated than with the visible spectral data.

Overall, better predictions of diseased versus healthy leaves were obtained with visible spectra rather than NIR spectra. Thus, the color of leaves is a good indicator of a general “diseased” status. Nevertheless, NIR data may provide valuable information regarding the modifications of chemical composition caused by specific disease (Sankaran *et al.* 2010). The disease could lead to unstructuring of the cellular layers. There is therefore a marked increase in reflectance in the large wavelengths of the visible (yellow) and, at the same time, a decrease in reflectance in the near infrared especially in the 6500-7000cm<sup>-1</sup> spectral range. Although spectral methods (visible and NIR) can be used to make

diagnosis, as far as we know, it does not yet discriminate against pathogens, and a lot of work needs to be done to set up a database (Morellos *et al.* 2020).

Visible and NIR spectra of leaf powders are rapid tools to study raw plant material and to avoid artifacts from solvent extraction. Diseased and healthy leaves can be accurately distinguished based on their visible or NIR spectra. This indicates the possibility to develop a plant disease diagnostic method, which would allow for a rapid quality control of *N. oleander* leaves with minimal sample preparation. While this approach could not give absolute metabolite content, it appeared to be efficient to classify different samples of leaf powders in order to choose a particular sample considering phytochemical and/or pharmacological interests and furthermore to ensure a consistent quality of the material. However, further studies should be conducted on larger sample sets to confirm these preliminary results.

## References

- Al-Samarai, G. F., Mahdi, W. M., Al-Hilali, B. M. (2018). Reducing environmental pollution by chemical herbicides using natural plant derivatives – allelopathy effect. *Ann. Agric. Environ. Med.* 25(3), 449-452. <https://doi.org/10.26444/aaem/90888>
- Ansorena, D., De Pena, M. P., Astiasaran, I., Bello, J. (1997). Colour evaluation of chorizo de Pamplona, a Spanish dry fermented sausage: Comparison between the CIEL(\*a)(\*b)(\*c) and the Hunter lab systems with illuminants D65 and C. *J. Meat Sci.* 46, 313-318. [https://doi.org/10.1016/S0309-1740\(97\)00025-9](https://doi.org/10.1016/S0309-1740(97)00025-9)
- Begum, S., Siddiqui, B.S., Sultana, R., Zia, A., Suria, A. (1999). Bioactive cardenolides from the leaves of *Nerium oleander*. *Phytochem.* 50, 435-438. [https://doi.org/10.1016/S0031-9422\(98\)00523-8](https://doi.org/10.1016/S0031-9422(98)00523-8)
- Bombarda, I., Dupuy, N., Le Van Da, J.P., Gaydou, E. (2008). Comparative chemometric analyses of geographic origins and compositions of lavandin var. Grosso essential oils by mid infrared spectroscopy and gas chromatography. *Anal. Chim. Acta.* 613, 31-39. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2008.02.038>
- Casale, M., Sinelli, N., Oliveri, P., Di Egidio, V., Lanteri, S. (2010). Chemometrical strategies for feature selection and data compression applied to NIR and MIR spectra of extra virgin olive oils for cultivar identification. *Talanta.* 80, 1832-1837. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2009.10.030>
- Cenkseven, S., Kocak, B., Kuzu, Secil, B., Korkmaz-Guvenmez, H., Darici, C. (2017). Response of microbial activity to addition of *Nerium oleander* L. leaves in soil under different moisture conditions. *Fresenius Environmental Bulletin.* 26(12A), 7992-8000.

- Chu, B., Zhao, Y., He, Y. (2017). Discriminant analysis of bamboo leaf types with NIR coupled with characteristic wavelengths. *Spectrosc. Spec. Anal.* 37, 1718-1722. [https://doi.org/10.3964/j.issn.1000-0593\(2017\)06-1718-05](https://doi.org/10.3964/j.issn.1000-0593(2017)06-1718-05)
- Ciosek, P., Brzozka, Z., Wroblewski, W., Martinelli, E., Di Natale, C., D'Amico, A. (2005). Direct and two-stage data analysis procedures based on PCA, PLS-DA and ANN for ISE-based electronic tongue – Effect of supervised feature extraction. *Talanta*. 67, 590-596. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2005.03.006>
- Cozzolino, D. (2009). Near infrared spectroscopy in natural products analysis. *Planta medica*. 75, 746-756. <https://doi.org/10.1055/s-0028-1112220>
- Dey, P., Saha, M.R., Chowdhuri, S.R., Sen, A., Sarkar, M.P., Haldar, B., Chaudhuri, T.K. (2015). Assessment of anti-diabetic activity of an ethnopharmacological plant *Nerium oleander* through alloxan induced diabetes in mice. *J. Ethnopharmacol.* 161, 128-137. <https://doi.org/10.1016/j.jep.2014.12.012>
- Di Donna, L., Mazzotti, F., Naccarato, A., Salerno, R., Tagarelli, A., Taverna, D. (2010). Secondary metabolites of *Olea europaea* leaves as markers for the discrimination of cultivars and cultivation zones by multivariate analysis. *Food Chem.* 121, 492-496. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2009.12.070>
- Dufosse, L., Galaup, P., Carlet, E., Flamin, C., Valla, A. (2005). Spectrocolorimetry in the CIEL\*a\*b\* color space as useful tool for monitoring the ripening process and the quality of PDO red-smear soft cheeses. *Food Res. Int.* 38, 919-924. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2005.02.013>
- Ellis, D.I., Dunn, W.B., Griffin, J.L., Allwood, J.W., Goodacre, R. (2007). Metabolic fingerprinting as a diagnostic tool. *Pharmacogenomic.* 8, 1243-1266. <https://doi.org/10.2217/14622416.8.9.1243>
- Fernandez-Cabanias, V.M., Garrido-Varo, A., Delgado-Pertinez, M., Gomez- Cabrera, A. (2008). Nutritive evaluation of olive tree leaves by near-infrared spectroscopy: Effect of soil contamination and correction with spectral pretreatments. *Appl. Spectrosc.* 62, 51-58. <https://doi.org/10.1366/000370208783412663>
- Ferreira, V.L.P., Fernandes, S.V., Yotsuyanagi, K. (1994). The colour of chicken and pork meat loaf with added cured bovine blood as evaluated by the Rab, Lab Hunter, L\*a\*b\* y XYZ CIE systems. *Rev. Esp. Cienc. Tecnol. Alim.* 34, 311-322.
- Filella, I., Penuelas, J. (1994). The red edge position and shape as indicators of plant chlorophyll content, biomass and hydric status. *Int. J. Remote Sens.* 15, 1459-1470. <https://doi.org/10.1080/01431169408954177>
- Isaacs, D., Fried, D.L., Ameer, G.A. (1975). *Method and apparatus for color spectrophotometry*, United States Patent, Patent number 3,874,799.
- Jolliffe, I.T. (2002). *Principal Component Analysis*. Springer-Verlag, New York, 488 p.
- Korifi, R., Le Dréau, Y., Antinelli, J.F., Valls, R., Dupuy, N. (2013). CIEL\*a\*b\* color space predictive models for colorimetry devices – Analysis of perfume quality. *Talanta*. 104, 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2012.11.026>
- Maietti, S., Rossi, D., Guerrini, A., Useli, C., Romagnoli, C., Poli, F., Bruni, R., Sacchetti, G.A. (2013). Multivariate analysis approach to the study of chemical and functional properties of chemo-diverse plant derivatives: lavender essential oils. *Flavour Fragr. J.* 3, 144-154. <https://doi.org/10.1002/ffj.3145>
- Morellos, A., Tziotzios, G., Orfanidou, C., Pantazi, X.E., Sarantaris, C., Maliogka, V., Alexandridis, T.K., Moshou, D. (2020). Non-destructive early detection and quantitative severity stage classification of Tomato chlorosis virus (ToCV) infection in young tomato plants using Vis-NIR spectroscopy. *Remote Sens.* 12(12), 1920. <https://doi.org/10.3390/rs12121920>
- Moyano, M.J., Melendez-Martinez, A.J., Alba, J., Heredia, F.J. (2008). A comprehensive study on the colour of virgin olive oils and its relationship with their chlorophylls and carotenoids indexes (II) : CIELUV and CIELAB uniform colour spaces. *Food Res. Int.* 41, 513-521. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2008.03.006>
- Patil, J. K., Kumar, R. (2011). Advances in image processing for detection of plant diseases. *J. Advanced Bioinformatics Appl. Res.* 2, 135-141. <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>
- Riaublanc, A., Bertrand, D., Dufour, E. (2000). *La spectroscopie infrarouge et ses applications analytiques*. Tec et Doc, Paris, 566 p.
- Roni, M., Murugan, K., Panneerselvam, C., Subramaniam, J., Hwang, J.S. (2013). Evaluation of leaf aqueous extract and synthesized silver nanoparticles using *Nerium oleander* against *Anopheles stephensi* (Diptera: Culicidae). *Parasitol. Res.* 112, 981-990. <https://doi.org/10.1007/s00436-012-3220-3>
- Roussel, S., Bellon-Maurel, V., Roger, J.M., Grenier, P. (2003). Authenticating white grape must variety with classification models based on aroma sensors, FT-IR and UV spectrometry. *J. Food Eng.* 60, 407-419. [https://doi.org/10.1016/S0260-8774\(03\)00064-5](https://doi.org/10.1016/S0260-8774(03)00064-5)
- Sankaran, S., Mishra, A., Ehsani, R., Davis, C. (2010). A review of advanced techniques for detecting plant diseases. *Comput. Electron. Agric.* 72, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2010.02.007>
- Siddiqui, B.S., Khatoon, N., Begum, S., Farooq, A.D., Qamar, K., Bhatti, H.A., Ali, S.K. (2012). Flavonoid and cardenolide glycosides and a pentacyclic triterpene from the leaves of *Nerium oleander* and evaluation of cytotoxicity. *Phytochemistry*. 77, 238-244. <https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2012.01.001>
- Tahir, K., Nazir, S., Li, B., Khan, A.U., Khan, Z.U.H., Gong, P.Y., Khan, S.U., Ahmad, A. (2015). *Nerium oleander* leaves extract mediated synthesis of gold nanoparticles and its antioxidant activity. *Mater. Lett.* 156, 198-201. <https://doi.org/10.1016/j.matlet.2015.05.062>
- Vandeginste, B.G.M., Massart, D.L., Buydens, L.M.C., De Jung, S., Lewi, P.J., Smeyers-Verbeke, J. (1998). *Handbook of chemometrics and qualimetrics*, Part B. Elsevier, Amsterdam.
- Zhao, M., Bai, L., Toki, A., Hasegawa, R., Sakai, J., Hasegawa, T., Ogura, H., Kataoka, T., Bai, Y., Ando, M. (2011). The structure of a new cardenolide diglycoside and the biological activities of eleven cardenolide diglycosides from *Nerium oleander*. *Chem. Pharm. Bull.* 59, 371-377. <https://doi.org/10.1248/cpb.59.371>



# Cicatrisation post-incendie de la pinède semi-aride de Bastama (Sehary Guebli, région de Djelfa, Algérie)

*Post-fire resilience of the semi-arid pine forest of Bastama (Sehary Guebli, Djelfa region, Algeria)*

Brahim GUIT<sup>1</sup>, Bouzid NEDJIMI<sup>1,\*</sup>

1. Laboratoire d'exploration et de valorisation des écosystèmes steppiques, Faculté des sciences de la nature et de la vie, Université Ziane Achour, Cité Aïn Chih, B.P. 3117 Djelfa 17000, Algérie

\*Auteur correspondant : bnedjimi@yahoo.fr

Received: 10 August, 2020 ; First decision: 22 Feb., 2021 ; Revised: 1 March, 2021 ; Final decision: 5 March, 2021.

## Résumé

Les incendies de forêts sont l'un des facteurs les plus importants qui façonnent le paysage méditerranéen où la dynamique de récupération après un incendie est généralement variable dans le temps et dépend d'un certain nombre de facteurs. Une étude sur la cicatrisation post-incendie de la végétation, la régénération du pin d'Alep et le dosage des éléments biogènes du sol a été conduite dans la forêt de Bastama (massif de Sehary Guebli, région de Djelfa, Algérie). Quatre stations ont été choisies sur les versants nord et sud de chacune des deux zones incendiée et témoin. Trois positions topographiques ont été distinguées sur chaque versant : bas versant, mi-versant et haut versant. Au total, 24 relevés floristiques ont été réalisés sur l'ensemble des stations, 12 carrés de 1 m<sup>2</sup> pour le recensement des semis de pin d'Alep et 24 prélèvements pédologiques pour doser différents éléments du sol. L'étude floristique a révélé une meilleure richesse spécifique de la zone incendiée avec une dominance des thérophytes

par rapport aux autres types biologiques. Le passage du feu a globalement amélioré les caractéristiques édaphiques. La régénération du pin d'Alep semble être en cours. Nous suggérons la protection de la zone incendiée contre toute forme de pression humaine ou animale pour une bonne reprise des semis de pin d'Alep.

## Abstract

Forest fires are one of the most important factors determining the Mediterranean landscape where the dynamics of post-fire recovery is generally variable over time and depends upon a number of environmental factors. A study on the post-fire resilience, Aleppo pine regeneration and biogenic soil parameters was carried out in Bastama arid forest (Sehary Guebli massif, Djelfa region, Algeria). Four stations were chosen on the north and south slopes of each of the two fire and control zones. Three topographical positions were distinguished on each slope (bottom, middle and top of slope). A

**Mots-clés :** incendie, régénération après feu, résilience, pinède semi-aride, étude floristique, propriétés édaphiques.

**Keywords :** fire, regeneration post-fire, resilience, semi-arid pine forest, floristic study, edaphic properties.

*total of 24 floristic surveys were carried out, as well as twelve 1 m<sup>2</sup> square quadrats for Aleppo pine seedling quantification and 24 soil samples were taken. The floristic study revealed a higher specific richness in the fire-area with a dominance of therophytes compared to other biological types. Fire improved the edaphic characteristics. The regeneration of the Aleppo pine seems on its way. Protection strategies against human and/or animal pressure of this fragile ecosystem are suggested for a better regeneration of Aleppo pine seedlings.*

## Introduction

Actuellement, les incendies de forêts constituent un phénomène affectant une grande partie des forêts à travers le monde, mettant ainsi en danger des espèces rares et détruisant des milliers d'hectares d'arbres, d'arbustes et d'herbacées (Buxton *et al.* 2011). Ils présentent une perturbation majeure des écosystèmes méditerranéens à travers le monde (Gonçalves & Sousa 2017) et, en particulier, dans le bassin méditerranéen où de grandes surfaces ont brûlé au cours des dernières décennies (Oliveira *et al.* 2012). Dimitrakopoulos & Mitsopoulos (2006) estiment que plus de 55 000 incendies parcourent en moyenne, chaque année, de 500 000 à 700 000 ha de forêts méditerranéennes, causant des dommages écologiques et économiques énormes, ainsi que des pertes de vies humaines.

Dans un contexte de changement climatique, où les précipitations deviennent de plus en plus faibles et les températures plus élevées en région méditerranéenne, plusieurs auteurs, notamment Ordóñez *et al.* (2005), Miller *et al.* (2012), Stephens *et al.* (2013), Cardil *et al.* (2015), Molina-Terrén & Cardil (2016) et Turco *et al.* (2017) s'accordent à dire que les incendies de forêts seront plus fréquents, plus étendus et plus graves.

La conséquence des perturbations causées par le feu dépend d'un large éventail de facteurs tels que le climat, le type de sol, la couverture végétale et sa structure, la teneur en humidité, la pente, l'exposition, la superficie de la zone brûlée, le temps écoulé depuis le dernier incendie, les conditions météorologiques post-incendie et la gestion forestière (Certini 2005 ; Bodí *et al.* 2012 ; Pereira *et al.* 2016 ; Francos *et al.* 2018). En tant que perturbations récurrentes, les incendies de forêts ont des conséquences biophysiques et écologiques importantes à plusieurs échelles

(Veraverbeke *et al.* 2012). Ils agissent comme une pression évolutive qui façonne les traits de la végétation des écosystèmes méditerranéens déterminant ainsi sa distribution, sa composition et sa structure (Keeley *et al.* 2012) et affectent la plupart des propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol (Certini, 2005 ; Mataix-Solera *et al.* 2011 ; Christopoulou *et al.* 2019).

En général, les espèces végétales de la région méditerranéenne ont développé des traits adaptatifs pour résister aux incendies, ainsi que des stratégies de régénération efficaces (Tapias *et al.* 2004 ; Pausas & Keeley, 2009 ; Catry *et al.* 2010 ; Ne'eman *et al.* 2012), soit en repoussant à partir de tissus de survie (repousses), soit par semis (semenciers obligatoires), ou par la combinaison des deux mécanismes (facultatifs) (Calvo *et al.* 2002 ; Delitti *et al.* 2005 ; Pausas & Keeley, 2014).

Les pinèdes sont les écosystèmes les plus touchés par le feu (Dimitrakopoulos *et al.* 2011), plus particulièrement le pin d'Alep qualifié d'espèce hautement inflammable, surtout en régions arides et semi-arides, car la sécheresse provoque la perte des aiguilles de pins (augmentant ainsi la quantité de combustible au niveau de la litière) et la diminution de la teneur en humidité du couvert végétal (Molina *et al.* 2010). D'autre part, c'est l'une des essences les mieux adaptées aux incendies et à la sécheresse estivale (Pasho *et al.* 2011). C'est un semencier obligatoire adoptant une stratégie de reproduction précoce et la production de cônes sérotineux et non sérotineux (Keeley *et al.* 2012).

L'Algérie est l'un des pays du bassin méditerranéen où le problème des feux de forêts se pose avec acuité par son impact dévastateur. Les superficies affectées, sur la période 1963-2012, ont été estimées à une moyenne de 35 315 ha/an (Meddour-Sahar & Bouisset 2013). À l'échelle nationale, très rares sont les études relatives à l'effet du feu sur la végétation. Les plus importantes sont celles de Ouelmouhoub & Benhouhou (2007) et de Bekhdouche (2010), ayant abordé la dynamique de la végétation d'une subéraie après le passage de l'incendie, et de Madoui (2013), de Madoui *et al.* (2006) et de Madoui *et al.* (2016) qui ont traité de la composition de la végétation après feu de pinèdes.

Le présent travail est une étude comparative de la composition floristique et des propriétés édaphiques d'une zone récemment incendiée (depuis 3 ans) et une zone témoin se trouvant

à proximité et ayant les mêmes caractéristiques édaphiques et topographiques. Ces deux zones sont localisées dans la forêt de Bastama (massif forestier de Djebel Sehary Guebli, monts des Ouled Naïl, région de Djelfa). La régénération naturelle du pin d'Alep est étudiée après feu en fonction des paramètres stationnels (exposition et position topographique).

## Matériel et méthodes

### Site d'étude

Les formations forestières de la région de Djelfa représentent les derniers massifs arborescents situés à la limite du Sahara, jouant ainsi un rôle écologique très important. Le massif forestier de Sehary Guebli est situé à environ 30 km au nord-est du chef-lieu de la commune de Djelfa (figure 1). Il est compris entre 3°7' à 3°24' longitude est et 34°47' à 34°57' latitude nord et occupe la partie centrale des collines des Hauts Plateaux de l'Atlas saharien. Il se situe dans une tranche altitudinale de 1 000 m à 1 450 m et s'étend sur une superficie de 32 256 ha. Les pentes, de l'ordre de 40 % au niveau des sommets, sont plus douces (5 à 20 %) sur le bas des versants. La région de Sehary Guebli est en grande partie une zone forestière bien que les bas versants soient utilisés pour l'agriculture et le pastoralisme.

La zone d'étude appartient à l'étage bioclimatique semi-aride, caractérisé par une pluviométrie moyenne annuelle de 340 mm, fluctuant entre 165 mm et 450 mm durant la période trentenaire (1987-2016). La saison humide dure 7 mois, du début janvier à la mi-mai et de la mi-octobre à la fin décembre, et la saison sèche s'étend sur 5 mois, de la mi-mai à la mi-octobre. La température moyenne annuelle est de 13,8 °C. Le mois le plus froid est janvier avec 4,1 °C et le mois le plus chaud est juillet avec 21,7 °C.

La végétation est composée essentiellement de pin d'Alep (*Pinus halepensis*) associé aux chêne vert (*Quercus ilex*), genévrier de Phénicie (*Juniperus phoenicea*), Genévrier oxycèdre (*Juniperus oxycedrus*), filaire (*Phillyrea angustifolia*), romarin (*Romarinus tournefortii*) et alfa (*Stipa tenacissima*). Les sols appartiennent à deux classes : les rendzines et les sols bruns calcaires. Leur texture est moyenne à fine, avec un pH allant de 7,4

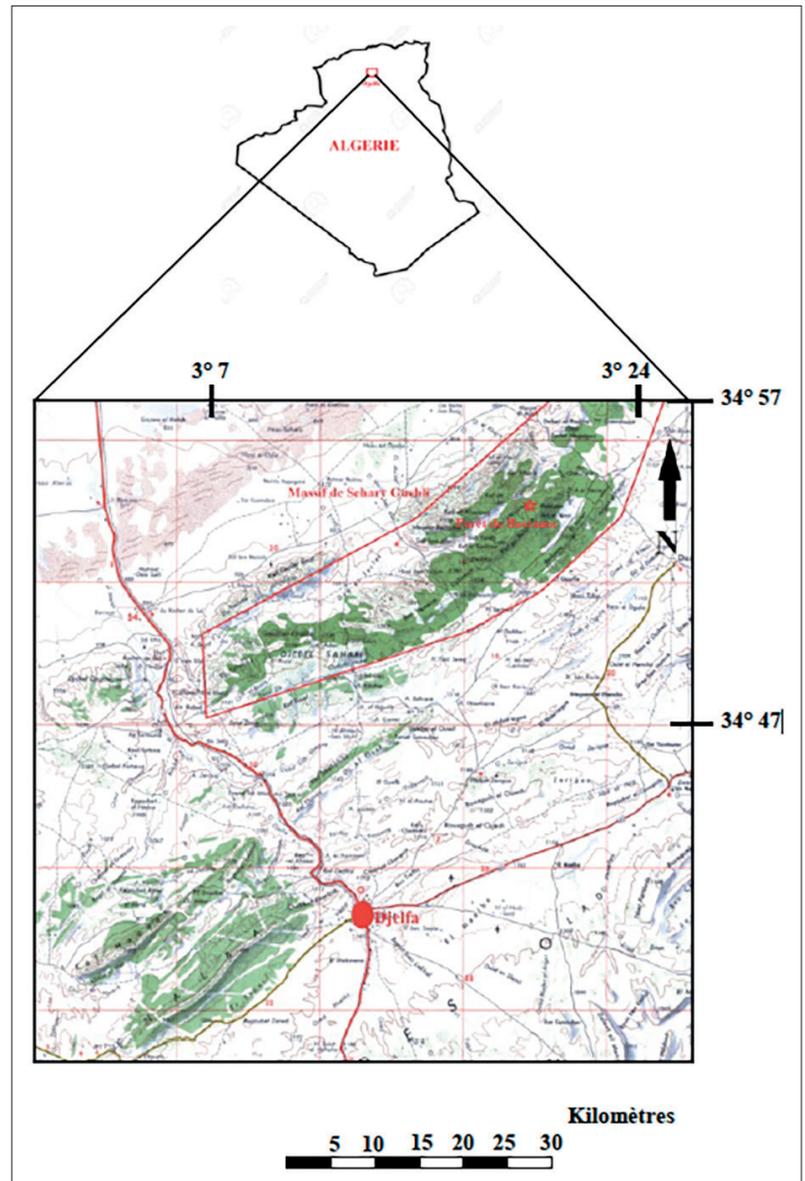


Figure 1 – Localisation du site d'étude.

à 9. Le pourcentage de matière organique est compris entre 0,52 % et 3,43 % (Kadik 2005).

### Choix des stations et échantillonnage

La zone d'étude est la parcelle incendiée localisée dans la forêt de Bastama, partie intégrante du massif forestier de Sehary Guebli (33°55'50'' latitude nord, 3°22'34'' longitude est, altitude moyenne : 1 380 m, pente : 20 à 30 %). Cette parcelle a pris feu en juillet 2012. La superficie de l'incendie a été estimée à 40 ha. Le feu s'est propagé sur les deux versants nord et sud de la forêt de Bastama (figure 1). Des opérations sylvicoles consistant en des coupes de pins calcinés par le



Figure 2 – Sujet de pin calciné par les feux et autres coupés par les services des forêts.

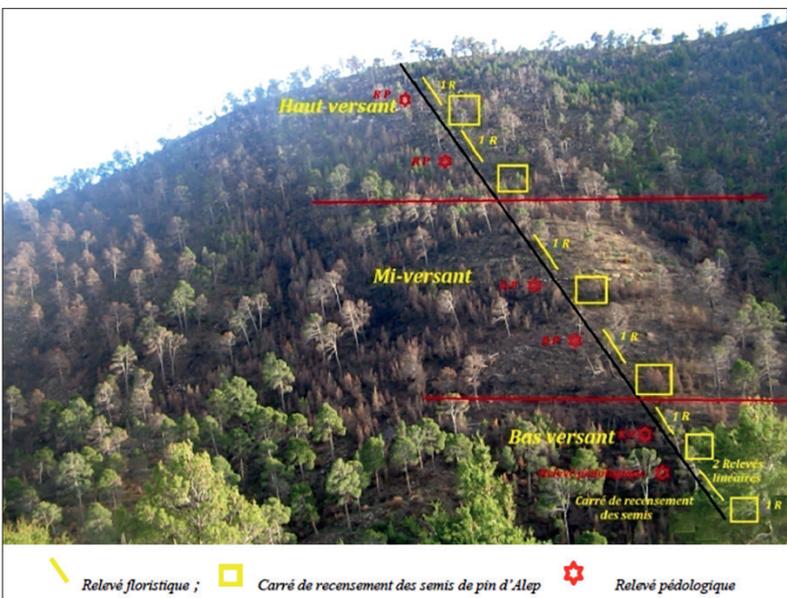


Figure 3 – Protocole expérimental adopté sur le terrain.



Figure 4 – Carré de recensement des semis de régénération du pin d'Alep (où à l'intérieur du carré apparaissent deux cistes et trois semis de pin d'Alep).

feu ont été réalisées par les services des forêts quelques semaines après l'incendie (figure 2). Au total, quatre stations d'échantillonnage ont été retenues. On a installé deux stations incendiées sur les versants nord et sud au sein de la zone incendiée. Deux autres stations, situées à proximité et ayant été épargnées par le feu, ont été prises sur les mêmes expositions, témoignant ainsi de l'état de la végétation avant incendie.

Nous avons distingué sur le même versant (nord ou sud) de chaque zone incendiée ou témoin, selon une toposéquence du bas en haut versant, trois positions topographiques : bas versant, mi-versant et haut versant (figure 3). Dans chaque position topographique, on a réalisé 2 relevés linéaires de 10 m chacun selon la direction de la pente, ce qui donne un total de 24 relevés sur les quatre stations retenues. Un relevé doit être situé précisément dans le temps, en général, pendant la période de développement optimale de la végétation (Ozenda 1982). Dans notre cas, la période d'échantillonnage s'est étalée de la mi-avril à la mi-mai du printemps 2016.

Conjointement, deux carrés de 1 m<sup>2</sup> ont été placés aléatoirement dans chaque position topographique pour recenser les semis de pin d'Alep après incendie, soit au total 12 carrés sur les deux versants incendiés (figure 4). Cette méthode de transects selon la ligne de plus grande pente pour ce cas précis d'étude de régénération après incendie a été adoptée entre autres par Troumbis & Trabaud (1987), Meddour (1992), Vennetier (2001). Le facteur stationnel « pente » est très important dans la régénération naturelle des espèces car il joue un rôle prépondérant dans la régulation des pertes de graines. En plus, deux prélèvements de sol ont été effectués sur chacune des trois positions topographiques des deux versants incendiés (figure 3).

## Indices et paramètres caractérisant la végétation

### Richesse floristique

Le feu peut modifier la diversité et la richesse des espèces végétales en modifiant des conditions du site telles que les caractéristiques du sol (Harrison *et al.* 2003 ; Aref *et al.* 2011 ; Pourreza *et al.* 2014). Ces changements sont généralement mesurés par des indicateurs visuels reflétant à la fois les caractéristiques du sol et celles de la végétation après un

incendie (Ryan 2002). La richesse spécifique est l'un des indicateurs de diversité les plus adoptés pour décrire la communauté et la diversité spécifique (Gotelli & Colwell, 2001 ; Ghorbani *et al.* 2011). La détection de la richesse spécifique locale et de ses variations est d'un grand intérêt pour les zones arides et semi-arides (Eldridge *et al.* 2017 ; Turtureanu *et al.* 2014), surtout dans le contexte du changement climatique et des menaces qui pèsent sur la biodiversité. Dans notre cas, ce paramètre étant estimé par le nombre cumulé d'espèces se trouvant dans les deux relevés linéaires de chaque position topographique.

### Recouvrement global de la végétation

Le recouvrement de la végétation est généralement considéré comme un indicateur sensible des réponses biologiques aux changements environnementaux (Wen *et al.* 2016). Les études relatives à la dynamique du couvert végétal constituent un outil efficace pour le suivi de l'évolution des écosystèmes terrestres et pour la gestion régionale de l'environnement (Zhang *et al.* 2013 ; Pang *et al.* 2016).

Le recouvrement global de la végétation (RGV), calculé sur un transect de points contacts, est exprimé par la formule (Gounot 1969) :

$$\text{RGV (\%)} = \frac{N_v}{N} \times 100$$

avec :

$N_v$  : nombre de points où la végétation a été rencontrée ;

$N$  : nombre total de points. Dans notre cas  $N = 100$  car la lecture se fait tous les 10 cm sur la ligne de 10 mètres.

Le taux de recouvrement de chaque position topographique est la moyenne des deux valeurs de recouvrement dans chaque relevé linéaire.

### Indice de Shannon et de similarité de Sørensen

La diversité spécifique est l'une des caractéristiques clés des écosystèmes, en particulier dans le maintien de leurs fonctions. Cependant, la diversité peut être largement affectée par le feu dont les impacts dépendent des caractéristiques du feu, telles que sa sévérité et sa fréquence (Keeley *et al.* 2003 ; Francos *et al.* 2016 ; Heydari *et al.* 2017). Les indices de diversité sont très sensibles aux modifications de l'environnement et peuvent donc être utilisés pour refléter les changements de la communauté végétale à la suite de diverses perturbations

telles que le feu (Mattingly *et al.* 2015 ; Heydari *et al.* 2017 ; Mahood & Balch 2019).

L'indice de diversité le plus couramment utilisé dans la littérature est celui de Shannon (Frontier *et al.* 2008) et l'indice de similarité le plus largement adopté est celui de Sørensen (Magurran 2004). Ce dernier indice ( $I_s$ ) a été adopté, entre autres, par Elliott & Vose (2010) pour la mesure de la similarité de la composition des espèces au niveau de deux zones incendiée et témoin.

$$I_s = \frac{2c}{2c + a + b}$$

avec :

$a$  : nombre d'espèces de l'état après feu ;

$b$  : nombre d'espèces de l'état témoin ;

$c$  : nombre d'espèces communes entre les deux états  $a$  et  $b$ .

### Spectre biologique

Le feu joue un rôle essentiel, en particulier dans le bassin méditerranéen, en déterminant ainsi la distribution, la composition et la structure de la végétation, et agissant comme une force sélective sur les caractères végétaux (Keeley *et al.* 2012). La résilience post-incendie peut être liée à la structure de la végétation (Lee *et al.* 2009). Ainsi, la végétation de la zone d'étude sera décrite au regard des formes de vie des espèces végétales au sens de Raunkiaer (1934) : phanérophytes, chaméphytes, hémicryptophytes, géophytes et thérophytes.

### Contribution spécifique

Le feu joue un rôle important en agissant sur la composition de la végétation (Capitaniao & Carcaillet 2008). Il induit des changements qui ont des effets ultérieurs sur la végétation, y compris la modification de l'étendue des communautés (Gil-Romera *et al.* 2010), la répartition des espèces et les abondances locales (Watson *et al.* 2009). Son passage amorce une certaine compétition entre les espèces végétales et favorise la dominance des espèces à colonisation rapide (Kelly *et al.* 2016). Ces modifications entraînent la suppression des espèces rares et communes et avantagent les espèces tolérantes au stress, ce qui fait augmenter la régularité de la composition (Pourreza *et al.* 2014). Cette hétérogénéité de la végétation a tendance à diminuer avec le temps et tend vers un retour progressif aux conditions d'avant le feu (Knight & Holt 2005). L'étude des modèles de distribution et d'abondance des espèces constitue un outil clé pour évaluer et suivre

les changements dans la structure des communautés végétales après les perturbations telles que le feu (Komonen & Elo 2017).

La contribution spécifique (CSi) pour une espèce *i* est exprimée par la formule (Daget & Poissonet 1971) :

$$Csi (\%) = \frac{ni}{\sum ni} \times 100$$

avec :

$ni$  = nombre de points où l'espèce *i* a été rencontrée ;

$\sum ni$  = nombre de points où la végétation a été rencontrée.

### Analyses pédologiques

Le feu peut affecter la plupart des propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol (Certini 2005 ; Mataix-Solera *et al.* 2011). Ses effets sur le sol varient d'un site à l'autre (Guinto *et al.* 2001 ; Aroncena & Opio, 2003 ; Bennett *et al.* 2014). Les études à court et à long terme indiquent que des changements surviennent en raison de l'incorporation de cendres dans le sol (Úbeda *et al.* 2005 ; Brye 2006 ; Outeiro *et al.* 2008 ; Scharenbroch *et al.* 2012). En ce sens, le feu détruit la matière organique du sol et modifie le pH du sol et la disponibilité des nutriments (Grogan *et al.* 2000).

Nous avons prélevé des échantillons de la couche superficielle du sol (0-5 cm) sur lesquels nous avons procédé au dosage de la matière organique, le calcaire total, l'azote total et le pH. En effet, le profil du sol le plus affecté par le feu correspond aux 5 cm les plus superficiels (Giovannini 1994 ; Duguy *et al.* 2007 ; Mayor *et al.* 2016).

Au total, 12 échantillons de sol ont été prélevés, puis tamisés à 2 mm afin de mesurer le taux de calcaire dans la terre fine et le pH. Le taux de calcaire a été déterminé par calcimétrie, après attaque à HCl 6N, en utilisant un calcimètre de Bernard. Le pH a été mesuré au pH-mètre sur une solution sol/eau à 1/2,5. L'azote total a été déterminé par la méthode Kjeldahl avec un dosage colorimétrique à phénol-hypochlorite en milieu alcalin sur l'ammonium (réaction de Berthelot).

Le dosage du carbone total est réalisé par une oxydation au moyen d'une solution aqueuse de bichromate de potassium et d'acide sulfurique concentré (méthode Anne modifiée). L'excès de bichromate est ensuite titré avec une solution réductrice de sel de Mohr (0,2 N).

Le taux de matière organique est obtenu en multipliant la valeur du carbone total par 2,0 (Baize 1990).

### Analyses statistiques

Une analyse de variance (ANOVA) au seuil de significativité  $P < 0,05$  a été réalisée pour tester l'influence du feu sur la richesse floristique et le recouvrement de la végétation et ce en fonction de l'exposition et de la position topographique. Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée comme une approche multivariée incluant les variables du sol (matière organique, calcaire total, azote total et pH) et les variables de la végétation (richesse spécifique et recouvrement de la végétation). En effet, l'ACP est l'une des techniques statistiques multivariées les plus couramment utilisées (Jolliffe 2002 ; Rencher 2003 ; Abdi et Williams 2010). Elle a l'avantage de transformer un ensemble de variables corrélées en un ensemble plus petit de nouvelles variables (appelées composantes principales) qui ne sont pas corrélées et qui conservent la plupart des informations d'origine (Raufirad *et al.* 2016).

La classification ascendante hiérarchique (CAH) a été employée, après ACP, pour rechercher la typologie des relevés (Marage 2004). Chaque groupe doit être le plus homogène possible et les groupes doivent être les plus différents possibles entre eux (Chessel *et al.* 2004). Cette classification nécessite le calcul d'un indice de similarité ou de distance entre les paires d'entités à classer, qui sont soit des groupes de relevés, soit de simples relevés (Bouxin 2008). Ces analyses numériques (ANOVA, ACP et CAH) ont été réalisées avec le logiciel STATISTICA 10.

## Résultats

### Richesse spécifique

La liste des espèces des quatre stations est présentée dans l'Annexe I. Il est à préciser que cette liste concerne seulement les espèces rencontrées sur les relevés linéaires réalisés selon les toposéquences et ce dans les quatre stations d'étude et non pas la totalité des espèces de la zone d'étude.

L'inventaire floristique a comptabilisé 52 espèces végétales appartenant à 47 genres

et 21 familles botaniques. La zone incendiée enregistre une richesse spécifique, générique et par famille plus importante par rapport à la zone témoin (43 espèces, 40 genres et 17 familles contre 30 espèces, 29 genres et 14 familles). L'analyse de variance n'a pas révélé d'effet significatif ( $F = 0,897$ ;  $ddl = 1$ ;  $P > 0,05$ ) du feu sur la richesse floristique.

Le nombre total de taxons est plus important sur versants incendiés comparativement aux versants témoins (31 contre 24 pour le versant nord et 27 contre 17 pour le versant sud). Pour la même zone incendiée ou témoin, une meilleure richesse floristique a été enregistrée sur versant nord par rapport au versant sud (31 et 27 taxons en zone incendiée et 24 et 17 taxons en zone témoin) (tableau 1). Le mi-versant est la position topographique qui détient la richesse spécifique la plus conséquente.

Les valeurs de l'indice de diversité de Shannon varient de 1,41 bits, enregistrée au niveau du bas-versant sud de la parcelle témoin, à 2,13 bits, notée au niveau du mi-versant nord de la zone incendiée. Les deux zones incendiées nord et sud enregistrent des diversités moyennes supérieures à celles des deux zones témoin nord et sud (soit respectivement 1,86 et 1,59 bits contre 1,74 et 1,50 bits) (tableau 1). L'analyse de variance n'a pas révélé d'effet significatif ( $F = 1,508$ ;  $ddl = 1$ ;  $P > 0,05$ ) du feu sur la diversité floristique exprimée par l'indice de Shannon.

## Similarité floristique

Les valeurs obtenues varient d'une seule espèce commune, enregistrée au niveau des hauts versants nord de la zone incendiée et témoin, à 9 espèces communes, notées au niveau des mi-versants sud de la zone incendiée et témoin. Au total, 21 espèces sont communes entre les deux zones incendiées et témoin avec un maximum de 13 espèces communes au niveau du mi-versant ; 22 espèces sont exclusives à la zone incendiée tandis que 9 seulement le sont pour la zone témoin (tableau 2).

Les indices de similarité de Sørensen varient de 0,1 (enregistré en position topographique haut versant entre les stations I et III) à 0,36 (noté sur mi-versant entre les stations II et IV). Au total, une valeur maximale de 0,34 est enregistrée en mi-versant entre les deux zones incendiée et témoin (tableau 2).

## Contribution des différentes familles

L'inventaire réalisé a permis de comptabiliser 52 espèces appartenant à 21 familles botaniques. Le nombre d'espèces de chaque famille est variable (d'une espèce à neuf). Les *Asteraceae* dominent en zone incendiée avec 9 espèces (soit un taux de 20,93 %) suivies par les *Poaceae* avec 6 espèces (13,95 %) et les *Fabaceae* (représentées par la sous-famille des *Faboideae*) avec 5 espèces (11,63 %). Les familles restantes sont présentées par

Tableau 1 – Richesses spécifiques et indices de diversité de Shannon (bit/ind.) par station et par position topographique.

	Position topographique	Zone incendiée		Zone témoin	
		Versant nord	Versant sud	Versant nord	Versant sud
Richesse spécifique	Bas versant	14	13	15	9
	Mi-versant	19	15	17	12
	Haut versant	12	10	12	11
	Total	31	27	24	17
Indice de Shannon (bit/ind.)	Bas versant	1,74	1,51	1,73	1,41
	Mi-versant	2,13	1,84	1,85	1,57
	Haut versant	1,73	1,44	1,64	1,59
	Moyenne	1,86	1,59	1,74	1,50

Tableau 2 – Espèces communes et indices de similarité de Sørensen entre stations et positions topographiques.

	Station I / Station III			Station II / Station IV			Moyenne (incendiée/témoin)		
	B V	M V	H V	B V	M V	H V	B V	M V	H V
c	04	03	01	04	09	04	10	13	03
$I_s$	0,25	0,17	0,1	0,22	0,36	0,23	0,31	0,34	0,15

B V : Bas versant ; M V : Mi-versant ; H V : Haut versant.

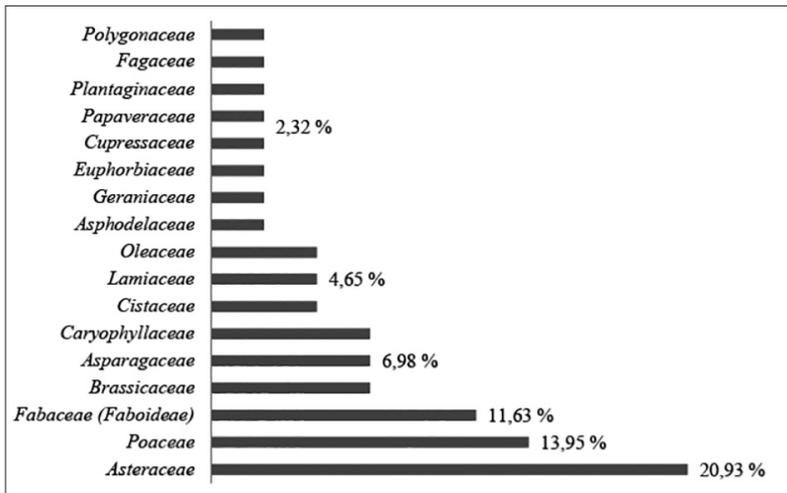


Figure 5 – Contribution des différentes familles (zone incendiée).

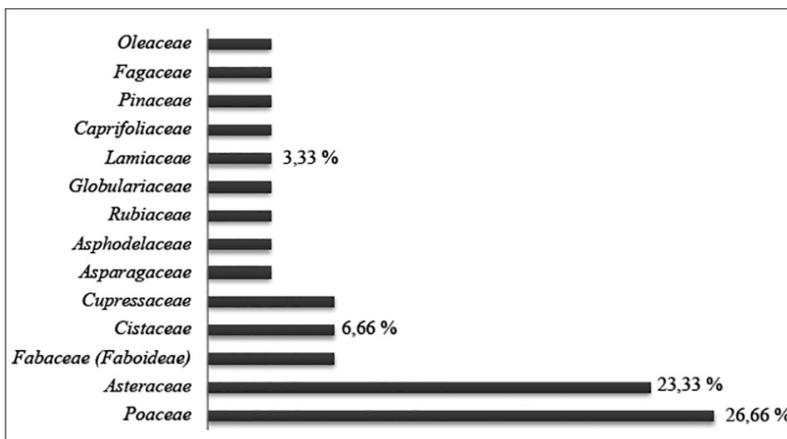


Figure 6 – Contribution des différentes familles (zone témoin).

Tableau 3 – Le spectre biologique des deux zones incendiée et témoin.

Types biologiques	Zone incendiée	Zone témoin
Thérophytes	17 (40 %)	9 (30 %)
Phanérophytes	10 (23 %)	9 (30 %)
Hémicryptophytes	10 (23 %)	5 (17 %)
Chaméphytes	3 (7 %)	4 (13 %)
Géophytes	3 (7 %)	3 (10 %)
Total	42 (100 %)	30 (100 %)

Tableau 4 – Recouvrement de la végétation des deux zones incendiée et témoin.

Versant	Position topographique	Zone incendiée	Zone témoin
Nord	Bas versant	55	72
	Mi-versant	59	77
	Haut versant	63	82
	Moyenne	59	77
Sud	Bas versant	47	64
	Mi-versant	53	70
	Haut versant	59	73
	Moyenne	53	69
Moyenne par zone		56	73

un nombre variant de 3 à une seule espèce (soit des taux de 6,98 à 2,32 %) (figure 5). En zone témoin, ce sont les *Poaceae* qui prédominent avec 8 espèces (26,66 %) suivies par les *Asteraceae* avec 7 espèces (23,33 %). Les autres familles contribuent par deux à une seule espèce (soit des taux de 6,66 à 3,33 %) (figure 6).

### Spectre biologique

En zone incendiée, les thérophytes constituent le taux le plus élevé (40 %) des formes de vie suivies par les phanérophytes et les hémicryptophytes avec un même taux (23 %) et enfin les chaméphytes et les géophytes avec un même taux (7 %) (tableau 3). En zone témoin, ce sont toujours les thérophytes qui forment le taux le plus élevé mais à parts égales avec les phanérophytes (30 %) suivies par les hémicryptophytes (17 %), ensuite les chaméphytes (13 %) puis les géophytes qui enregistrent un taux de 10 % (tableau 3).

### Recouvrement de la végétation

Les valeurs de recouvrement de la végétation varient de 47 %, enregistrée en bas versant sud de la zone incendiée, à 82 % notée en haut versant sud de la zone témoin. Le taux de recouvrement moyen de la zone témoin, estimé à 73 %, est nettement supérieur à celui de la zone incendiée (56 %) (tableau 4). L'analyse de variance a révélé un effet hautement significatif ( $F = 121$  ;  $ddl = 1$  ;  $P < 0,001$ ) du feu sur le recouvrement de la végétation. On note les taux de recouvrement les plus élevés en haut versant et ce dans les deux zones incendiée et témoin et sur les deux versants nord et sud.

### Contributions spécifiques au tapis végétal

La comparaison de contributions des différentes espèces au tapis végétal entre les deux stations montre qu'il y a une recolonisation de la zone incendiée par *Cistus creticus* qui domine avec un taux de 14,12 % suivi par les deux graminées *Anisantha rubens* (12,79 %) et *Cynosurus elegans* (10,13 %) (figure 7). En zone témoin, ce sont *Aegilops geniculata*, une *Poaceae*, qui prédomine à un taux de 13,9 % suivie par le pin d'Alep (13,74 %) et la filaire (13,49 %) (figure 8).

## Régénération des semis de pin d'Alep après incendie

La densité des semis de pin d'Alep la plus importante est enregistrée en haut versant nord (40 000 semis/ha). Sur le même versant, un minimum de 10 000 semis/ha est enregistré en bas versant. Sur versant sud, une densité maximale de 20 000 semis/ha a été enregistrée en mi-versant et un minimum de 10 000 semis/ha en haut de versant. En comparant les deux versants, la régénération est plus favorable sur versant nord avec un total de 85 000 semis/ha contre 45 000 semis/ha sur versant sud (tableau 5).

## Analyse des paramètres du sol (Annexe II)

Les valeurs de pH varient de 7 (enregistrée en bas versant nord de la zone témoin) à 7,8 (notée en bas versant sud de la zone incendiée). Comparativement, la valeur moyenne du pH de la zone incendiée est nettement supérieure à celle de la zone témoin (7,52 contre 7,27). La moyenne est légèrement plus élevée dans la zone incendiée (soit 7,52) que dans la zone témoin (soit 7,27). L'analyse de variance a révélé un effet hautement significatif ( $F = 10,64$ ;  $ddl = 1$ ;  $P < 0,01$ ) du feu sur le pH du sol.

Les taux de matière organique montrent des valeurs plus conséquentes au niveau de la zone incendiée par rapport à celle épargnée par le feu. En zone incendiée, le taux moyen est de 1.85. Celui de la zone témoin est de 0.96. L'analyse de variance a révélé un effet significatif ( $F = 6,87$ ;  $ddl = 1$ ;  $P < 0,05$ ) du feu sur la matière organique du sol.

La valeur maximale (2,74 %) est enregistrée au niveau du bas versant sud de la zone incendiée et la valeur minimale (0,4 %) est notée au niveau du haut versant nord de la zone témoin.

Le taux de calcaire total est légèrement plus élevé en zone témoin par rapport à la zone incendiée (9,43 % contre 8,31 %). L'analyse de variance n'a pas révélé d'effet significatif ( $F = 0,60$ ;  $ddl = 1$ ;  $P > 0,05$ ) du feu sur le taux de calcaire total du sol. Le taux maximal de calcaire total (15,2 %) correspond au haut versant nord de la zone incendiée tandis que le taux minimal correspond au bas versant sud de la zone témoin.

Les taux d'azote sont aussi légèrement plus faibles en zone incendiée par rapport à la zone témoin où les moyennes sont respectivement de 0,18 % et 0,27 %. L'analyse de variance

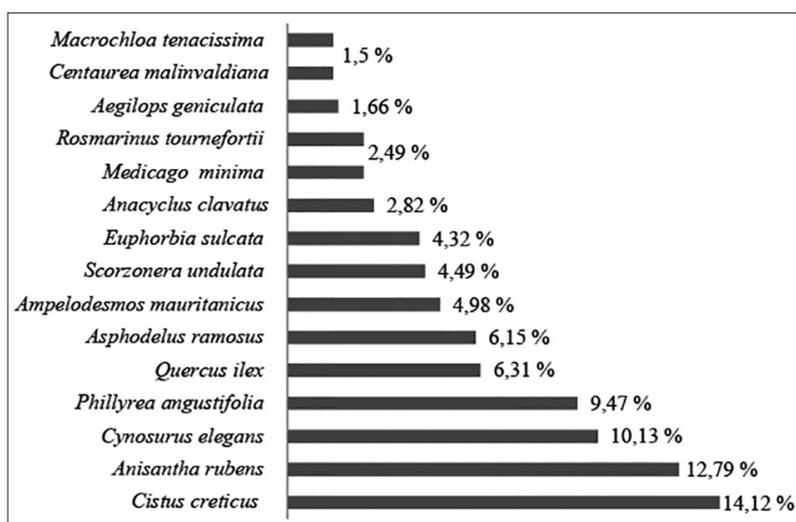


Figure 7 – Contributions spécifiques (zone incendiée).

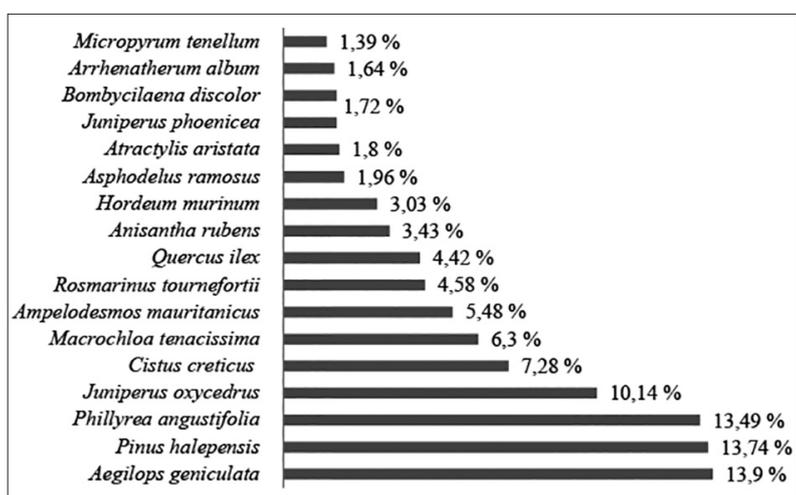


Figure 8 – Contributions spécifiques (zone témoin).

Tableau 5 – Densité de régénération (semis/ha) par station et par position topographique.

Station	Position géomorphologique			Moyenne
	Haut versant	Mi-versant	Bas versant	
Versant nord incendié	10 000	35 000	40 000	23 333
Versant sud incendié	15 000	20 000	10 000	15 000

n'a pas révélé d'effet significatif ( $F = 3,72$ ;  $ddl = 1$ ;  $P > 0,05$ ) du feu sur le taux d'azote total du sol. Les valeurs extrêmes varient de 0,04 % enregistrée en haut versant sud de la zone témoin à 0,47 notée en bas versant nord de la même zone.

### Classification hiérarchique ascendante (CHA)

La figure 9 permet la distinction nette de deux groupes de relevés : un premier groupe rassemblant tous les relevés de la zone témoin ( $T_1$  à  $T_{12}$ ) et un second regroupant ceux de la zone incendiée ( $I_1$  à  $I_{12}$ ).

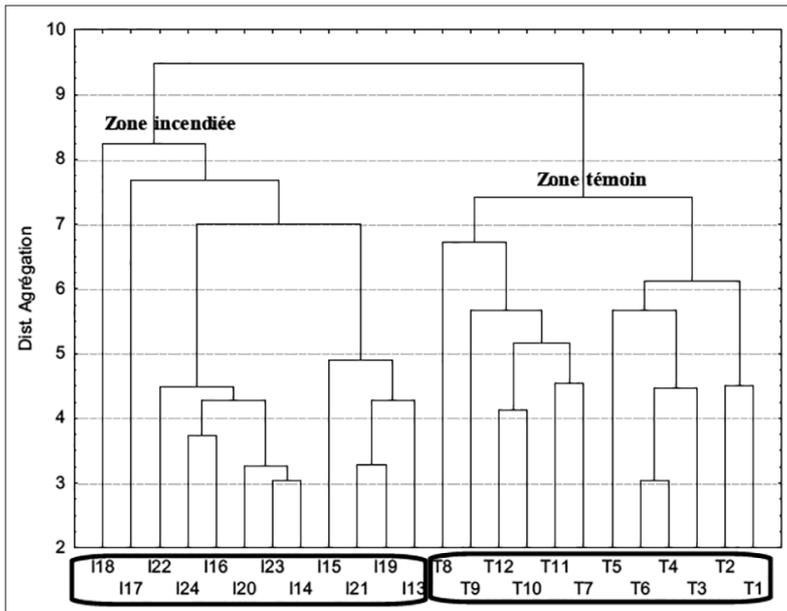


Figure 9 – Dendrogramme des relevés.

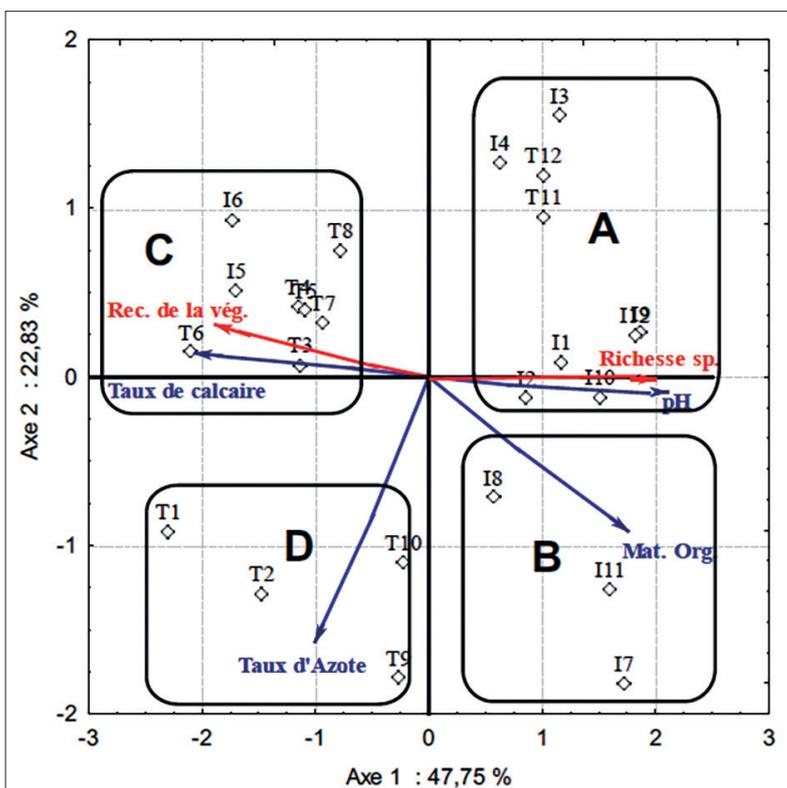


Figure 10 – Analyse en composantes principales.

### Analyse en composantes principales (ACP)

Dans cette analyse, seul le plan factoriel (1 × 2) illustré par la figure 10 semble être le plus intéressant, puisqu'il absorbe le maximum d'informations et explique 70,58 % de l'inertie totale. L'axe 1 horizontal, dont la contribution à l'inertie est relativement élevée (47,75 %), peut être exprimé, dans son sens positif, par la combinaison des facteurs pH, matière organique et richesse spécifique. Le groupe A, exprimé par la richesse spécifique et le pH, rassemble les relevés  $I_1, I_2, I_3, I_4, I_9, I_{10}$  et  $I_{12}$  qui sont tous ceux de la zone incendiée et les deux relevés  $T_{11}$  et  $T_{12}$ , situés en bas versant sud de la zone témoin, dont les valeurs de pH (7,44 et 7,35 respectivement) et de richesse spécifique (18 et 12 espèces respectivement) sont relativement plus importantes que les autres relevés de la même zone. Les relevés du groupe B ( $I_7, I_8$  et  $I_{11}$ ) se localisent dans le versant sud de la zone incendiée et sont caractérisés par des taux élevés de matière organique (variant de 2,54 à 2,74).

Le groupe C, exprimé par les deux facteurs recouvrement de la végétation et taux de calcaire qui s'opposent aux deux autres facteurs richesse spécifique et pH sur l'axe 1 horizontal, regroupe les relevés  $T_3, T_4, T_5, T_6, T_7$  et  $T_8$  qui sont tous ceux de la zone témoin et les deux relevés  $I_5$  et  $I_6$ , situés en haut versant nord de la zone incendiée, dont les taux de calcaire (15 % et 15,2 % respectivement) et de recouvrement de la végétation (54,5 % et 62,5 % respectivement) sont relativement plus importants que les autres relevés de la même zone.

Le dernier groupe D, réunissant les relevés  $T_1, T_2, T_9$  et  $T_{10}$  situés tous dans la zone témoin, est exprimé par le taux d'azote. En effet, ces relevés sont caractérisés par des taux d'azote plus conséquents par rapport au restant des relevés de la même zone (variant de 0,35 à 0,47). L'axe 2 vertical, dont la contribution à l'inertie est relativement faible (22,83 %), peut être exprimé par la combinaison de tous les facteurs.

### Discussion

#### Des richesses et indices de diversité floristiques favorisés par le feu

L'étude menée par González-De-Vega *et al.* (2016) dans une pinède semi-aride du sud-est

de la péninsule ibérique rejoint parfaitement nos résultats où la richesse floristique et la diversité ont généralement augmenté à court terme après un incendie avec une diminution progressive du nombre cumulé d'espèces, pour devenir significativement similaires à moyen et à long terme. Ce nombre était plus élevé trois ans après feu du fait de la présence d'espèces herbacées, héliophiles et pionnières établies en raison d'une faible compétition interspécifique qui tend à augmenter avec le temps.

Capitanio & Carcaillet (2008) notent que le nombre généralement élevé de taxons pendant les premières années peut être attribué à l'ouverture du couvert végétal créé par le feu, à la disparition des concurrents et à la richesse minérale de la couche superficielle du sol. Ce sont, parmi d'autres, les conditions qui accroissent les potentialités d'accueil du milieu pour de nombreux taxons.

Néanmoins, nos valeurs de diversité restent faibles. Cela peut être expliqué par la faiblesse et l'irrégularité de la pluviosité de la période hivernale et printanière de l'année en cours, ce qui a eu des répercussions néfastes sur les annuelles tributaires des conditions climatiques. Dans ce contexte, Keeley *et al.* (2005) ont constaté que la récupération de la végétation après incendie est contrôlée par les précipitations et que les fortes précipitations du premier hiver suivant l'incendie contribuent à une récupération plus rapide de la végétation.

Dans la zone d'étude, la dynamique de récupération de la végétation du versant sud s'est révélée différente de celle du versant nord, ce qui rejoint parfaitement les résultats obtenus par Wittenberg *et al.* (2007) et Fox *et al.* (2008). Cela est dû au fait que les versants sud sont exposés à de plus grandes insolation et évapotranspirations pénalisant la repousse de la végétation comparativement aux versants nord caractérisés par de meilleures conditions d'humidité (Fox *et al.* 2008).

Saïd *et al.* (2001), étudiant la succession végétale après incendie dans une région en Corse, avaient conclu que la diversité, exprimée par l'indice de Shannon (H), augmentait jusqu'à quinze ans puis diminuait. Pour leur part, Van der Merwe & Van Rooyen (2011) avaient obtenu les valeurs de l'indice de Shannon les plus élevées au cours des trois premières années suivant l'incendie et les plus bas au cours de la neuvième et la dixième année, ce qui est en parfait accord avec nos constatations.

## Une faible similarité floristique entre les deux zones

Madoui (2013) rapporte que les similitudes entre la zone brûlée et la zone témoin sont de plus en plus importantes au cours de la succession et que le nombre d'espèces exogènes (ou accidentelles) tend à s'abaisser au fur et à mesure que la couverture végétale se cicatrise. Il ajoute que plus les pinèdes avancent en âge, plus elles se ressemblent et retrouvent leur état antérieur et qu'à partir de sept ans, la reconstitution des pinèdes est totale. Bekhdouche (2010) signale que le coefficient de similarité floristique le plus faible est affiché durant les premières années du fait de l'instabilité du milieu puis tend à s'homogénéiser au fur et à mesure. Trabaud (1993) note cette même tendance à la hausse de ce coefficient plus la communauté perturbée tend à se cicatriser et rétablir son équilibre post-incendie.

## La dominance de trois familles

Nos résultats sont en parfait accord avec ceux notés par Madoui (2013) qui a dénombré sur l'ensemble des 14 relevés représentant l'état trois ans après feu, dans la zone semi-aride à hiver froid de Zenadia (région de Sétif, Algérie), 99 espèces végétales dans la zone incendiée contre 28 espèces dans la zone témoin. Ces 99 espèces appartiennent à 28 familles botaniques dont les plus dominantes sont les *Asteraceae* (21 %), les *Poaceae* (12 %) et les *Fabaceae* (10 %).

Davis (1988) signale que la dominance des espèces au sein des *Asteraceae* s'explique par leur haute tolérance aux conditions environnementales sévères. De Luis *et al.* (2005) notent que les *Poaceae* dominent habituellement les premières étapes de la succession après feu dans les écosystèmes méditerranéens. Les *Fabaceae*, émergeant dans la zone incendiée, ont pour rôle de protéger le sol, de remplacer l'azote perdu lors de l'incendie et de faciliter ainsi la succession végétale (Johnson *et al.* 2004).

## Un spectre biologique affecté par le passage du feu

Les formes de vie semblent être affectées par les intensités du feu. L'abondance croissante de thérophytes après un incendie est probablement liée à la petite taille de leurs graines, ce qui leur permet de pénétrer profondément

dans le sol (Heydari *et al.* 2013) où elles sont protégées contre les intenses chaleurs. De plus, la germination des graines chez ce type biologique est souvent induite par la température élevée du sol et, par conséquent, leur fréquence augmente généralement après un incendie (Kazanis & Arianoutsou 1996). Alternativement, les graines de thérophytes peuvent rester dormantes pendant les périodes de stress élevé, mais récupèrent leurs propriétés de germination lorsque les conditions deviennent plus favorables (Heydari *et al.* 2013). En conséquence, les thérophytes sont bien adaptées aux environnements difficiles de sorte que leur fréquence d'occurrence peut être supérieure à celle des autres formes de vie (Petersen *et al.* 2006).

Le passage de l'incendie a détruit les sujets de pin d'Alep, genévriers rouge et oxycèdre, chêne vert, filaire, qui sont tous des phanérophytes, au détriment d'une strate herbacée surtout annuelle qui a colonisé le milieu après incendie. Cette tendance à la thérophytisation est liée essentiellement aux paramètres stationnels (surtout l'exposition sud, plus sèche) ainsi que l'exploitation abusive des produits de la forêt (surpâturage, abattage et arrachage des branches d'arbres). Ces actions néfastes perturbent la régénération des phanérophytes, notamment le pin d'Alep, et détruisent les espèces pérennes au détriment des annuelles. Daget (1980) mentionne qu'en zone aride, la thérophytisation exprime une stratégie d'adaptation vis-à-vis des conditions défavorables et une forme de résistance aux rigueurs climatiques.

### Un recouvrement de la végétation en faveur de la zone non brûlée

Cette différence de recouvrement peut être expliquée par le fait que l'élimination de la strate arborescente et même arbustive par le feu dans la zone incendiée réduit le recouvrement et ces deux strates caractérisant les milieux forestiers et préforestiers, quand elles sont absentes, ne permettent pas un abri et un ombrage à la strate herbacée qui se trouve exposée aux insulations, ce qui réduit le recouvrement de la strate herbacée. On a aussi remarqué un pâturage excessif en zone incendiée car l'ouverture du milieu après le passage du feu permet un accès facile des troupeaux et l'absence des arbres de pin d'Alep et arbustes de genévriers rouge et oxycèdre, de filaire, rendant ces milieux similaires aux

clairières, permet aux riverains l'accès libre à ces parcours.

Gotzenberger *et al.* (2003) ont abouti au même résultat que le nôtre relatif au recouvrement de la végétation, où dans la zone arbustive thermo-méditerranéenne du sud-est de l'Espagne, trois ans après un incendie, le recouvrement de la végétation était significativement plus faible dans le site brûlé comparativement au site non brûlé.

À la différence de notre résultat, Madoui (2013), abordant une étude de la régénération post-incendie dans le reboisement de Zenadia (région de Sétif, Algérie), caractérisé par un climat semi-aride, note que l'ouverture du milieu permet l'installation d'une strate herbacée considérable avec un recouvrement moyen de 76,8 % contre 5 % dans le reboisement non brûlé.

Comparativement entre les deux versants nord et sud, Pausas & Vallejo (1999), menant une recherche dans la péninsule ibérique, ont noté qu'une année après incendie, le recouvrement de la végétation a atteint 52,4 % sur versant nord et 32 % sur versant sud ce qui rejoint parfaitement notre constat.

### Des contributions spécifiques régies par le feu

Les espèces du genre *Cistus*, qui comprennent des arbustes pyrophytes, semenciers obligatoires, constituent les premiers stades de succession dans les écosystèmes méditerranéens (Agueda *et al.* 2008). Ils colonisent fréquemment les zones très dégradées après le feu, car les températures élevées générées par le feu dans les couches superficielles du sol déclenchent la germination de leurs graines (Bastida & Talavera 2002). En raison de cette reprise rapide et massive, les cistes jouent un grand rôle dans la protection des sols contre l'érosion hydrique durant les premiers mois après le passage du feu (Buhk *et al.* 2006).

Bekhdouche (2010) rapporte que la disparition de la litière et surtout l'ouverture du milieu créent un milieu propice à l'installation d'espèces de lumière exogènes à la communauté comme les deux graminées *Anisantha rubens* et *Cynosurus elegans* rencontrées dans la zone brûlée.

En zone témoin, la dominance de *Pinus halepensis*, *Phillyrea angustifolia* et *Juniperus oxycedrus* est évidente puisqu'on est dans une forêt dégradée où la strate arborescente

composée uniquement de pin d'Alep tend à laisser la place à la strate arbustive (matorral) composée de genévrier oxycèdre. *Aegilops geniculata*, une graminée très abondante, forme un tapis herbacé presque continu en profitant de la couverture végétale la surmontant.

### Une régénération considérable du pin d'Alep après incendie

La régénération des semis de pin d'Alep est plus importante en haut du versant nord, car le terrain est plus accidenté et inaccessible aux troupeaux, ce qui limite l'effet de pâturage des jeunes semis de pin d'Alep. Aussi, le bas de versant est le plus touché par le piétinement et par les traces des engins transportant les sujets de pin d'Alep coupés lors du débardage. Guit & Nedjimi (2019), abordant la diversité floristique du mont Guerouaou (Sehary Guebli, région de Djelfa, Algérie), avaient signalé un pâturage plus accentué sur des zones plus facilement accessibles situées en bas de versant ainsi que l'augmentation de la richesse en espèces avec l'altitude en expliquant que cette tendance pourrait être le résultat de différences d'intensité de pâturage.

Sur versant sud, une densité maximale de 20 000 semis/ha a été enregistrée en mi-versant et un minimum de 10 000 semis/ha en haut de versant. En comparant les deux versants, la régénération est plus favorable sur versant nord avec un total de 85 000 semis/ha contre 45 000 semis/ha sur versant sud.

Meddour (1992), travaillant sur la régénération du pin d'Alep dans l'arboretum de Meurdja (nord de l'Algérie), a obtenu des densités de 42 000 semis/ha à 8 000 semis/ha. En absence du feu, dans une pinède du massif de Senalba (semi-aride algérien), Kadik (1986) dénombre 2 720 plants de pin d'Alep âgés de 1 à 3 ans, régénérés naturellement à l'hectare. Après incendie, il s'ensuit très souvent une régénération massive du pin d'Alep, parfois sur d'importantes surfaces avec une densité de plusieurs dizaines de milliers de semis à l'hectare (Boudy 1950; Souleres 1969; Sari 1978).

En région méditerranéenne, le pin d'Alep est l'une des essences les mieux adaptées aux incendies et à la sécheresse (Pasho *et al.* 2011; Guit *et al.* 2015). C'est un semencier obligatoire pionnier avec une stratégie de double vie, une reproduction précoce et des cônes sérotimeux et non sérotimeux (Keeley *et al.* 2012). *Pinus halepensis* réagit au feu par une dispersion rapide des graines qui commence au

début du feu et se poursuit pendant quelques mois après l'extinction de l'incendie (Thanos *et al.* 1996; Herranz *et al.* 1997).

Il faut aussi préciser qu'un certain nombre de facteurs affectent la germination du pin d'Alep après un incendie, y compris la quantité de lumière (Pardo *et al.* 1999), la prédation, la perte de graines par érosion hydrique, les précipitations (Francos *et al.* 2016), la couverture et la protection des sols, et enfin, l'exposition et la pente (Madrigal *et al.* 2005).

Sur le plan méthodologique, la régénération des semis de pin d'Alep doit être suivie à long terme. Sur le plan pratique, un gardiennage strict de la zone incendiée doit être mené par les services des forêts pour pouvoir laisser la régénération des semis de pin d'Alep sans aucune pression humaine ou animale.

### Analyse des paramètres édaphiques

Des travaux antérieurs ont démontré une augmentation du pH du sol à la suite d'un incendie et cela est dû principalement à l'oxydation de la matière organique et à l'incorporation des cendres (Mataix-Solera *et al.* 2009; Granged *et al.* 2011; Pereira *et al.* 2014; Úbeda *et al.* 2005). Cette augmentation du pH, observée immédiatement après la combustion, peut s'expliquer par l'oxydation complète de la matière organique lors de l'exposition de la surface du sol à des températures élevées et la libération de cations par les cendres, qui peuvent entrer dans le complexe d'échange et expulser les protons vers la solution du sol (Jensen *et al.* 2001; Arocena & Opio 2003). Après une combustion intense, le pH du sol peut augmenter jusqu'à 4 ou 5 unités en raison de pertes en OH, formation d'oxyde et cations alcalins libérés par les cendres (Certini 2005; Dikici & Yilmaz 2006). Pour leur part, Afif & Oliveira (2006) notent qu'une augmentation significative du pH du sol a été observée immédiatement après un incendie dans certaines études mais pas dans d'autres.

Nos résultats sont comparables à ceux notés dans d'autres études signalant également une augmentation dans la matière organique du sol (Úbeda *et al.* 2005; Afif & Oliveira 2006; Granged *et al.* 2011) en raison de l'incorporation de cendres dans le sol (Úbeda 2011). L'effet du feu sur le taux de matière organique est en général très variable. Il dépend de plusieurs facteurs dont la durée du feu, l'humidité du sol, le type de sol et le type de végétation (Granged *et al.* 2011; Verma & Jayakumar

2012). L'impact du feu peut aller de la destruction totale de la matière organique à une augmentation de 30 % par rapport à son taux d'avant le feu (González-Perez *et al.* 2004).

Nos résultats corroborent ceux obtenus par Outeiro *et al.* (2008), qui notent que la chute des niveaux de nutriments, notamment les cations  $\text{Ca}^{2+}$ , est attribuable à leur lixiviation et à leur utilisation par les plantes. Les constatations de Certini (2005) sont tout à fait contradictoires aux nôtres où il précise que les cations échangeables sont généralement plus élevés dans les sols brûlés que dans ceux n'ayant pas subi l'action du feu. Il signale une augmentation éphémère du taux de calcium juste après le passage du feu. Pour leur part, Pereira & Úbeda (2010) et Pereira *et al.* (2012; 2014), étudiant les effets du feu sur les cations extractibles dans l'eau (par exemple  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) et autres éléments (soufre et phosphore totaux), ont signalé une augmentation favorisée par un apport de nutriments provenant des résidus de cendres déposés, qui sont généralement dominés par Ca, K, Mg et Na (Pereira *et al.* 2012). La même tendance à la hausse du calcaire total après incendie a été observée par Bekhdouche (2010).

L'azote est l'un des nutriments les plus affectés par le feu (Mataix-Solera & Guerrero 2007). Pendant la combustion, la majeure partie de l'azote est perdue par volatilisation à 200 °C (Turner *et al.* 2007). Cela rejoint parfaitement notre résultat où le taux d'azote est relativement plus faible en zone incendiée.

La volatilisation de l'azote pendant la combustion est directement liée aux températures atteintes dans le sol et à la quantité de matière organique consommée, mais les conditions de nitrification sont généralement améliorées après incendie (Mataix-Solera & Guerrero 2007).

La mort des arbres brûlés entraîne la perte des associations mycorhiziennes et l'absorption de nutriments diminue, ce qui augmente la teneur en azote du sol (Smithwick *et al.* 2005). Les plantes, en repoussant activement suite à un incendie, vont empêcher l'altération du cycle de l'azote dans le sol, mais l'azote peut être lessivé si la végétation est gravement affectée (Rivas *et al.* 2012).

Globalement, bien que différents impacts du feu sur la disponibilité de l'azote aient été constatés par les scientifiques, la prévision de ses taux dans le sol est limitée par une faible compréhension des processus post-incendie (Smithwick *et al.* 2005).

## Conclusion

La présente recherche menée dans la forêt de Bastama (massif forestier de Sehary Guebli, région de Djelfa, Algérie), caractérisée par un climat semi-aride, s'appuie sur une approche méthodologique comparative entre une zone incendiée depuis trois ans et une zone témoin située à proximité et ayant les mêmes caractéristiques topographiques et édaphiques, et ce afin d'étudier la régénération post-incendie et les éléments biogènes du sol.

Globalement, le passage du feu a favorisé la richesse floristique et la diversité mais pas le recouvrement de la végétation. Du point de vue de la contribution des familles, les *Asteraceae* et les *Poaceae* dominent conjointement les deux zones. Les spectres biologiques sont différents dans les deux zones : en zone incendiée, les thérophytes prédominent les autres types biologiques. En revanche, les phanérophytes dominent à parts égales avec les thérophytes en zone témoin. Le passage du feu a détruit les sujets de pin d'Alep, genévriers rouge et oxycèdre, chêne vert et filaire.

La densité de régénération du pin d'Alep s'avère très satisfaisante comparée à celle mentionnée dans la bibliographie et ce dans les mêmes conditions climatiques. Sur le plan pratique, un gardiennage strict de la zone incendiée doit être mené par les services des forêts pour pouvoir garantir une bonne reprise des plantules de pin d'Alep et assurer la pérennité de ce patrimoine.

Le dosage des éléments chimiques du sol a révélé que les valeurs de pH et de la matière organique sont plus élevées en zone incendiée par rapport à la zone témoin, tandis que les taux de calcaire et d'azote sont plus faibles en zone incendiée par rapport à celle épargnée par le feu.

Ces résultats, assez restreints dans le temps et dans l'espace, ne peuvent être considérés comme concluants. Des suivis à moyen et à long terme peuvent donner des éléments de réponse à la dynamique post-incendie de la région d'étude. Il serait alors judicieux de délimiter toute la zone incendiée et d'installer des stations permanentes et bien surveillées afin de mener à bien un suivi continu de la reprise de la végétation et la régénération du pin d'Alep après incendie.

## Remerciements

Ce travail a bénéficié du soutien financier du ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche scientifique (Projet PRFU N° D04N01UN170120200003). Nous remercions vivement le chef de la circonscription des forêts de la daïra de Dar Chioukh (Djelfa) pour nous avoir facilité les sorties sur le terrain.

## Bibliographie

- Abdi, H. & Williams, L.J. (2010). Principal component analysis. *Wiley Interdiscip. Rev. Comput. Stat.* 2, 433-459.
- Afif, E. & Oliveira, P. (2006). Efectos del fuego prescrito sobre el matorral en las propiedades del suelo. *Investig. Agrar. Sist. Recur. For.* 15, 262-270.
- Agueda, B., Parladé, J., Fernández-Toirán, L.M., Cisneros, Ó., De Miguel, A.M., Modrego, M.P., Martínez-Peña, F., Pera, J. & Cisneros, O. (2008). Mycorrhizal synthesis between *Boletus edulis* species complex and rockroses (*Cistus sp.*). *Mycorrhiza* 18, 443-449.
- Aref, I.M., El Atta, H.A. & Al Ghamde, A.R.M. (2011). Effect of forest fires on tree diversity and some soil properties. *Int. J. Agric. Biol.* 13, 659-664.
- Arocena, J.M. & Opio C. (2003). Prescribed fire-induced changes in properties of sub-boreal forest soils. *Geoderma* 113, 1-16.
- Baize, D. (1990). *Guide des analyses courantes en pédologie*. INRA, Paris. 172 p.
- Bastida, F. & Talavera, S. (2002). Temporal and spatial patterns of seed dispersal in two *Cistus* species (*Cistaceae*). *Ann. Bot.-Lond.* 89, 427-434.
- Bekhdouche, F. (2010). *Évolution après feu de l'écosystème de la subéraie de Kabylie Nord algérien*. Thèse de doctorat. Université de Tizi Ouzou, Algérie, 116 p.
- Bennett, L., Aponte, C., Baker, T. & Tolhurst, K. (2014). Evaluating effects of prescribed fire regimes on carbon stocks in a temperate eucalypt forest. *For. Ecol. Manag.* 328, 219-228.
- Bodí, M.B., Cerdà, A., Mataix-Solera, J. & Doerr, S.H. (2012). A review of fire effects on vegetation and soil in the Mediterranean Basin. *BAGE* 58, 439-441.
- Boudy, P. (1950). *Économie forestière nord-africaine. II. Monographies et traitement des essences forestières*. Larose, Paris, 887 p.
- Bouxin, G. (2016). *Analyse statistique des tableaux de relevés de végétation. Recherche d'adéquation entre les données de végétation et les techniques statistiques, au moyen d'exemples*. Éditions universitaires européennes, Saarbrücken, 440 p.
- Brye, K. (2006). Soil physicochemical changes following 12 years of annual burning in a humid-subtropical tall grass prairie: A hypothesis. *Acta Oecol.* 30, 407-413.
- Buhk, C., Gotzenberger, L., Wesche, K., Gomez, P.S. & Hensen, I. (2006). Post-fire regeneration in a Mediterranean pine forest with historically low fire frequency. *Acta Oecol.* 30, 288-298.
- Buxton, M., Haynes, R., Mercer, D. & Butt, A. (2011). Vulnerability to bushfire risk at Melbourne's urban fringe: The failure of regulatory land use planning. *Geogr. Res.* 49, 1-12.
- Calvo, L., Tárrega, R. & Luis, E. (2002). The dynamics of Mediterranean shrubs species over 12 years following perturbations. *Plant Ecol.* 160, 25-42.
- Capitaino, R. & Carcaillet, C. (2008). Post-fire Mediterranean vegetation dynamics and diversity: A discussion of succession models. *For. Ecol. Manage.* 255, 431-439.
- Cardil, A., Eastaugh, C.S. & Molina, D.M. (2015). Extreme temperature conditions and wildland fires in Spain. *Theor. Appl. Climatol.* 122, 219-228.
- Catry, F., Rego, F., Silva, J., Moreira, F., Camia, A., Ricotta, C. & Conedera, M. (2010). Fire starts and human activities. In: Silva, J.S. et al. (ed.), 2010. *Towards integrated fire management – Outcomes of the european project fire paradox*. European Forest Institute Research Report 23. Joensuu, Finland, pp. 9-21.
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia* 43, 1-10.
- Chessel, D., Thioulouse, J. & Dufour, A.B. (2004). Introduction à la classification hiérarchique. Fiche de biostatistiques. Stage 7, 56 p.
- Christopoulou, A., Mallinis, G., Vassilakis, E., Farangitakis, G.-P., Fyllas, N.M., Kokkoris, G.D. & Arianoutsou, M. (2019). Assessing the impact of different landscape features on post-fire forest recovery with multitemporal remote sensing data: The case of Mount Taygetos (Southern Greece). *Wildland Fire* 28, 521-532.
- Daget, Ph. & Poissonet, J. (1971). Une méthode d'analyse phytologique des prairies. Critères d'application. *Ann. Agron.* 22, 5-41.
- Daget, P. (1980). Sur les types biologiques en tant que stratégie adaptative (cas des thérophytes). In: Barbault, R., Blandin, P. & Meyer, J. A. (eds), *Recherches d'écologie théorique, les stratégies adaptatives*. Maloine, Paris, pp. 89-114.
- Davis, P.H. (1988). *Flora of Turkey*, vols. 1-10, Edinburgh University Press, Edinburgh, UK.
- Delitti, W.A., Ferran, L., Trabud, L., Vallejo, V.R. (2005). Effects of fire recurrence in *Quercus coccifera* L. shrublands of the Valencia region (Spain): I. Plant composition and productivity. *Plant Ecol.* 177, 50-70.
- De Luis, M., Raventos, J. & González-Hidalgo, J.C. (2005). Fire and torrential rainfall: Effects on seedling establishment in Mediterranean gorse shrubland. *Int. J. Wildland Fire* 14, 413-422.
- Dikici, H. & Yilmaz, C.H. (2006). Peat fire effects on some properties of an artificially drained peatland. *Journal Environment Quality* 35, 866-870.
- Dimitrakopoulos, A.P. & Mitsopoulos, I.D. (2006). *Global forest resources assessment 2005 – Report on fires in the Mediterranean Region*. FAO, Forestry Department, Fire Management Working Paper 8. FAO, Rome, Italy, 38 p.
- Dimitrakopoulos, A.P., Mitsopoulos, I.D. & Kaliva, A. (2011). Short communication. Comparing flammability traits among fire-stricken (low elevation) and non fire-stricken (high elevation) conifer forest species of Europe: A test of the Mutch hypothesis. *Forest System* 22, 134-137.
- Dobignard, A. & Chatelain, C. (2010). *Index synonymique Flore d'Afrique du Nord*. Vol. 1. *Pteridophyta, Gymnospermae, Monocotyledoneae*. Éditions des conservatoire et jardin botaniques de la ville de Genève, Genève. 455 p.

- Dobignard, A. & Chatelain, C. (2011). *Index synonymique Flore d'Afrique du Nord*. Vol. 2 : *Dicotyledoneae, Acanthaceae à Asteraceae*. Éditions des conservatoire et jardin botaniques de la ville de Genève, Genève. 428 p.
- Dobignard, A. & Chatelain, C. (2011). *Index synonymique Flore d'Afrique du Nord*. Vol. 3. *Dicotyledoneae, Balsaminaceae à Euphorbiaceae*. Éditions des conservatoire et jardin botaniques de la ville de Genève, Genève. 449 p.
- Duguy, B., Rovira, P. & Vallejo, R. (2007). Land-use history and fire effects on soil fertility in eastern Spain. *Eur. J. Soil Sci.* 58, 83-91.
- Eldridge, D.J., Delgado-Baquerizo, M., Travers, S.K., Val, J. & Oliver, I. (2017). Livestock activity increases exotic plant richness, but wildlife increases native richness, with stronger effects under low productivity. *J. Appl. Ecol.* 55, 766-776.
- Elliott K.J. & Vose J.M. (2010). Short-term effects of prescribed fire on mixed oak forests in the southern Appalachians: Vegetation response. *J. Torrey Bot. Soc.* 137(1), 49-66.
- Fox, D.M., Maselli, F. & Carrega, P. (2008). Using SPOT images and field sampling to map burn severity and vegetation factors affecting post forest fire erosion risk. *Catena* 75, 326-335.
- Francos, M., Pereira, P., Alcañiz, M., Mataix-Solera, J. & Úbeda, X. (2016). Impact of an intense rainfall event on soil properties following a wildfire in a Mediterranean environment (North-East Spain). *Sci. Total Environ.* 572, 1353-1362.
- Francos, M., Úbeda, X., Pereira, P. & Alcañiz, M. (2018). Long-term impact of wildfire on soils exposed to different fire severities: A case study in Cadiretes Massif (NE Iberian Peninsula). *Sci. Total Environ.* 615, 64-671.
- Frontier S., Pichod-Viale D., Leprêtre A., Davoult D. & Luczak C. (2008). *Écosystèmes. Structure, fonctionnement, évolution*. 4<sup>e</sup> édition, Dunod, Malakoff, 558 p.
- Ghorbani, J., Taya, A., Shokri, M. & Naseri, H.R. (2011). Comparison of Whittaker and Modified-Whittaker plots to estimate species richness in semi-arid grassland and shrubland. *Desert* 16, 17-22.
- Gil-Romera, G., Carrión, J.S., Pausas, J.G., Sevilla-Callejo, M., Lamb, H.F., Fernández, S. & Burjachs, F. (2010). Holocene fire activity and vegetation response in South-Eastern Iberia. *Quatern. Sci. Rev.* 29, 1082-1092.
- Giovannini, G. (1994). The effect of fire on soil quality. In: Sala M. & Rubio J.L. (eds), *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*. Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 15-27.
- Gonçalves, A.C. & Sousa A.M.O. (2017). The fire in the Mediterranean region: A case study of forest fires in Portugal. In: *Mediterranean identities. Intech open science* 13, pp. 305-335.
- González-De-Vega, S., De las Heras, J. & Moya, D. (2016). Resilience of Mediterranean terrestrial ecosystems and fire severity in semiarid areas: Responses of Aleppo pine forests in the short, mid and long term. *Sci. Total Environ.* 573, 1171-1177.
- González-Perez, J.A., González-Vilaa, F.J., Almendros, G. & Knicker, H. (2004). The effect of fire on soil organic matter: A review. *Environment International* 30, 855-870.
- Gotelli, J.N. & Colwell, R.K. (2001). Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4, 379-391.
- Gotzenberger, L., Constanze, O., Hensen, I., Gomez, P.S. & Wesche, K. (2003). Postfire regeneration of a thermomediterranean shrubland area in south-eastern Spain. *Anales de Biologia* 25, 21-28.
- Gounot, M. (1969). *Méthodes d'étude quantitative de la végétation*. Masson et Cie, Paris. 314 p.
- Granged, A., Zavala, L., Jordán, A. & Barcenas-Moreno, G. (2011). Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: A 3-year study. *Catena* 164, 85-94.
- Grogan, P., Baar, J. & Bruns, T.D. (2000). Below-ground ectomycorrhizal structure in a recently burned bishop pine forest. *J. Ecol.* 88, 1051-1062.
- Guinto, D.F., Xu, Z.H., Apn, H. & Saffigna, P. (2001). Soil chemical properties and forest floor nutrients under repeated prescribed-burning in Eucalypt forests of south-east Queensland, Australia. *N. Z. J. For. Sci.* 31, 170-187.
- Guit, B., Nedjimi, B., Guibal, F. & Chakali, G. (2015). Dendroécologie du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en fonction des paramètres stationnels dans le massif forestier de Senalba (Djelfa - Algérie). *Rev. Ecol. (Terre et Vie)* 70, 32-43.
- Guit, B. & Nedjimi, B. (2019). Diversité floristique du mont Guerouaou (Sehary Guebli, région de Djelfa, Algérie) en fonction des paramètres stationnels. *Ecologia Mediterranea* 45, 45-61.
- Harrison, S., Inouye, B.D. & Safford, H.D. (2003). Ecological heterogeneity in the effects of grazing and fire on grassland diversity. *Conserv. Biol.* 17, 837-845.
- Herranz, J.M., Martínez-Sánchez, J.J., Marín, A. & Ferrandis, P. (1997). Post-fire regeneration of *Pinus halepensis* Miller in a semi-arid area in Albacete province (South-Eastern Spain). *Ecoscience* 4, 86-90.
- Heydari, M., Pourbabaei, H., Esmaelzade, O., Pothier, D. & Salehi, A. (2013). Germination characteristics and diversity of soil seed banks and above-ground vegetation in disturbed and undisturbed oak forests. *For. Sci. Practice* 15, 286-301.
- Heydari, M., Omidipour, R., Abedi, M. & Baskin, C. (2017). Effects of fire disturbance on alpha and beta diversity and on beta diversity components of soil seed banks and aboveground vegetation. *Plant Ecol. Evol.* 150, 247-256.
- Jensen, M., Michelsen, A. & Gashaw, M. (2001). Responses in plant, soil inorganic and microbial nutrient pools to experimental fire, ash and biomass addition in a woodland savanna. *Ecology* 128, 85-93.
- Johnson, D.W., Susfalk, R.B., Caldwell, T.G., Murphy, J.F., Miller, W.W. & Walker, R.F. (2004). Fire effects on carbon and nitrogen budgets in forests. *Water Air Soil Poll.* 4, 263-275.
- Jolliffe, I.T. (2002). *Principal component analysis*. 2<sup>nd</sup> edition, Springer Verlag, New York, 477 p.
- Kadik, B. (1986). Étude des facteurs régissant la régénération naturelle du pin d'Alep dans le massif des Senalba (Atlas saharien). *Ann. Rech. Forest. Alg.* 1, 64-83.
- Kadik, L. (2005). Étude phytosociologique et phytoécologique des formations à pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) de l'étage bioclimatique semi-aride algérien. Thèse de doctorat de l'Université des sciences et de la technologie Houari Boumediène, Alger, 341 p.

- Kazanis, D., & Arianoutsou, M. (1996). Vegetation composition in a post-fire successional gradient of *Pinus halepensis* in Attica, Greece. *Int. J. Wildl. Fire* 6, 83-91.
- Keeley, J.E., Lubin, D. & Fotheringham, C.J. (2003). Fire and grazing impacts on plant diversity and alien plant invasions in the southern Sierra Nevada. *Ecol. Appl.* 13, 1355-1374.
- Keeley, J.E., Keeley, M.B., Fotheringham, C.J. (2005). Alien plant patterns during postfire succession in mediterranean-climate California shrublands. *Ecological Applications* 15, 2109-2125.
- Keeley, J.E., Bond, W.J., Bradstock, R.A., Pausas, J.G. & Rundel, P.W. (2012). *Fire in Mediterranean ecosystems: Ecology, evolution and management*. Cambridge University Press, 515 p.
- Kelly R., Boston E., Montgomery W.I. & Reid N. (2016). The role of the seed bank in recovery of temperate heath and blanket bog following wild-fires. *Appl. Veg. Sci.* 19(4), 620-633.
- Knight, T.M. & Holt, R.D. (2005). Fire generates spatial gradients in herbivory: An example from a Florida sandhill ecosystem. *Ecology* 86, 587-593.
- Komonen, A. & Elo, M. (2017). Ecological response hides behind the species abundance distribution: Community response to low-intensity disturbance in managed grasslands. *Ecol. Evol.* 7, 8558-8566.
- Lee, S.W., Lee, M.B., Lee, Y.G., Won, M.S., Kim, J.J. & Hong, S. (2009). Relationship between landscape structure and burn severity at the landscape and class levels in Samchuck, South Korea. *For. Ecol. Manag.* 258, 1594-1604.
- Madoui, A. (2013). *Les incendies de forêts en Algérie. Étude de l'évolution après feu des peuplements de Pinus halepensis Mill. dans l'Est algérien. Cas de la forêt de Bou-Taleb, du reboisement de Zenadia et du parc national d'El Kala*. Thèse de doctorat. Université Ferhat Abbas de Sétif, Algérie, 133 p.
- Madoui, A., Catry, F.X. & Kaabeche, M. (2016). Wildfire effects on *Pinus halepensis* Mill. plantations in a semi-arid region of north-eastern Algeria: A case study of Zenadia forest, Sétif. *Ecologia Mediterranea* 42, 79-92.
- Madoui, A., Gehu, J.M. & Alatou, D. (2006). L'effet du feu sur la composition des pinèdes de *Pinus halepensis* Mill. dans le nord de la forêt de Bou-Taleb, Algérie. *Ecologia Mediterranea* 32, 5-14.
- Madrigal, J., Hernando, C., Martínez, E., Guijarro, M. & Díez, C. (2005). Regeneración postincendio de *Pinus pinaster* ssp. en la Sierra de Guadarrama (Sistema Central, España): modelos descriptivos de los factores influyentes en la densidad inicial y la supervivencia. *Investig. Agrar. Sist. Recursos For.* 14, 36-51.
- Magurran, A.E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell publishing, Oxford, 256 p.
- Mahood, A.L. & Balch, J.K. (2019). Repeated fires reduce plant diversity in low-elevation Wyoming big sagebrush ecosystems (1984-2014). *Ecosphere* 10, e02591.
- Marage, D. (2004). *Déterminisme, dynamique et modélisation spatiale de la diversité floristique dans un contexte de déprise pastorale. Application à la gestion durable des espaces montagnards sous influence méditerranéenne*. Thèse de doctorat de l'ENGREF, spécialité Sciences de l'environnement, 236 p.
- Mataix-Solera, J. & Guerrero, C. (2007). Efectos de los incendios forestales sobre las propiedades edáficas. In: J. Mataix-Solera (ed.), Incendios forestales, suelos y erosión hídrica, Caja de Ahorros del Mediterráneo CEMACAM, Alcoi, pp. 5-40.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C., García-Orenes, F., Barcenas, G.M. & Torres, M.P. (2009). Forest fire effects on soil microbiology. In: Cerdá, A., Robichaud, P.R. (eds), Fire effects on soil and restoration strategies. Science Publishers, Endfield, pp. 133-175.
- Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A. & Zavala, L.M. (2011). Fire effects on soil aggregation: A review. *Earth-Sci. Rev.* 109, 44-60.
- Mattingly, W.B., Orrock, J.L., Collins, C.D., Brudvig, L.A., Damschen, E.I., Veldman, J.W., Walker, J.L. (2015). Historical agriculture alters the effects of fire on understory plant beta diversity. *Oecologia* 177, 507-518.
- Mayor, A.G., Valdecantos, A., Vallejo, V.R., Keizer, J.J., Bloem, J., Baeza, J., González-Pelayo, O., Machado, A.I. & de Ruyter, P.C. (2016). Fire-induced pine woodland to shrubland transitions in Southern Europe may promote shifts in soil fertility. *Science of the Total Environment* 573, 1232-1241.
- Meddour, R. (1992). Régénération naturelle de *Cedrus atlantica* Man. et de divers pins après incendie dans l'arboretum de Meurdja (Algérie). *Forêt méditerranéenne* XIII(4), 275-287.
- Meddour-Sahar, O. & Bouisset, C. (2013). Les grands incendies de forêt en Algérie: problèmes humains et politiques publiques dans la gestion des risques. *Méditerranée* 121, 33-40.
- Miller, J.D., Skinner, C.N., Safford, H.D., Knapp, E.E. & Ramirez, C.M. (2012). Trends and causes of severity, size, and number of fires in Northwestern California, USA. *Ecol. Appl.* 22, 184-203.
- Molina, D., Castellnou, M., García-Marco, D. & Salgueiro, A. (2010). Improving fire management success through fire behaviour specialists. In: Silva, J.S. et al. (eds), 2010. Towards integrated fire management – Outcomes of the European project fire paradox. European Forest Institute Research Report 23. Joensuu, Finland, pp. 105-119.
- Molina-Terrén, D.M. & Cardil, A. (2016). Temperature determining larger wildland fires in NE Spain. *Theor. Appl. Climatol.* 125, 295-302.
- Ne'eman, G., Lev-Yadun, S. & Arianoutsou, M. (2012). Fire-related traits in Mediterranean Basin plants. *Israel J. Ecology Evolution* 58, 177-194.
- Oliveira, S., Oehler, F., San-Miguel-Ayanz, J., Camia, A. & Pereira, J.M.C. (2012). Modeling spatial patterns of fire occurrence in Mediterranean Europe using multiple regression and random forest. *For. Ecol. Manage.* 275, 117-129.
- Ordóñez, J.L., Retana, J., Espelta, J.M. (2005). Effects of tree size, crown damage, and tree location on post-fire survival and cone production of *Pinus nigra* trees. *For. Ecol. Manage.* 206, 109-117.
- Ouelmouhoub, S. & Benhouhou, S. (2007). Évolution floristique des suberaies incendiées dans la région d'El Kala (nord-est Algérie). *Ecologia Mediterranea* 33, 85-94.
- Outeiro, L., Asperó, F., Úbeda, X. (2008). Geostatistical methods to study spatial variability of soil cations after a prescribed fire and rainfall. *Catena* 74, 310-320.
- Ozenda, P. (1982). *Les végétaux dans la biosphère*. Doin éditeurs, Paris, 431 p.
- Pang, G., Wang, X. & Yang, M. (2016). Using the NDVI to identify variations in, and responses of, vegetation

- to climate change on the Tibetan Plateau from 1982 to 2012. *Quat. Int.* 444, 87-96.
- Pardo, J.E., Ruiz, L.A., Porres de la Haza, M.J., Fernández Sarria, A. & Urbano, F. (1999). Caracterización de la relación entre la insolación y la regeneración vegetal tras incendios forestales en ámbitos mediterráneos. 1. XVI Congreso de Geógrafos Españoles, Málaga, España, 221-232.
- Pasho, E., Camarero, J.J., de Luis, M. & Vicente-Serrano, S.M. (2011). Impacts of drought at different time scales on forest growth across a wide climatic gradient in north-eastern Spain. *Agric. For. Meteorol.* 151, 1800-1811.
- Pausas, J.G. & Vallejo, R. (1999). The role of fire in European Mediterranean ecosystems. In: Chuvieco, E. (ed), Remote sensing of large wildfires in the European Mediterranean Basin. Springer-Verlag, pp. 3-16.
- Pausas, J.G. & Keeley, J.E. (2009). A burning story: The role of fire in the history of life. *BioScience* 59, 593-601.
- Pausas, J.G. & Keeley, J.E. (2014). Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fireprone ecosystems. *New Phytol.* 204, 55-65.
- Pereira, P. & Úbeda, X. (2010). Spatial distribution of heavy metals released from ashes after a wildfire. *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.* 18, 13-22.
- Pereira, P., Úbeda, X. & Martin, D.A. (2012). Fire severity effects on ash chemical composition and water-extractable elements. *Geoderma* 191, 105-114.
- Pereira, P., Úbeda, X., Martin, D., Mataix-Solera, J., Cerdà, A. & Burguet, M. (2014). Wildfire effects on extractable elements in ash from a *Pinus pinaster* forest in Portugal. *Hydrol. Process.* 28, 3681-3690.
- Pereira, P., Cerdà, A., Jordan, A., Zavala, L., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Misiune, I., Keesstra, S. & Novara, A. (2016). Short-term vegetation recovery after grassland fire in Lithuania: The effects of fire severity, slope position and aspect. *Land Degrad. Dev.* 27, 1523-1534.
- Petersen, M.B., Brandt, J. & Olsen, M. (2006). Integration of European habitat monitoring based on plant life form composition as an indicator of environmental change and change in biodiversity. *Geogr. Tidsskr.* 106, 61-74.
- Pourreza, M., Hosseini, S.M., Safari, Sinigani, A.A., Matinizadeh, M. & Alavai, S.J. (2014). Herbaceous species diversity in relation to fire severity in Zagros oak forests. *Iran. J. For. Res.* 25, 113-120.
- Quézel, P. & Santa, S. (1962). *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*. Vol. 1, CNRS Éditions, Paris, 570 p.
- Quézel, P. & Santa, S. (1963). *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*. Vol. 2, CNRS Éditions, Paris, 600 p.
- Raufrad, V., Azadi, H., Ebrahimi, A. & Bagheri, S. (2016). Determining rangeland species palatability: Application of principal component analysis. *Rangelands* 38, 105-112.
- Raunkiaer, C. (1934). *The life forms of plants and statistical plant geography*. Clarendon Press, Oxford, 632 p.
- Rencher, A.C. (2003). *Methods of multivariate analysis*. 2<sup>nd</sup> edition, John Wiley & Sons, Inc. Publication. 708 p.
- Rivas, Y., Huygens, D., Knicker, H., Godoy, R., Matus, F. & Boeckx, P. (2012). Soil nitrogen dynamics three years after a severe *Araucaria-Nothofagus* forest fire. *Austral Ecology* 37, 153-163.
- Ryan, K.C. (2002). Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. *Silva Fenn.* 36, 13-39.
- Saïd, S., Gamisans, J., Bédécarrats, A., Delcros, P. & Rameau, J.-C. (2001). Succession végétale dans la région de Zicavo en Corse (île méditerranéenne): effet du climat. *Ann. For. Sci.* 58, 615-624.
- Sari, D. (1978). Le reboisement de l'Ouarsenis. In: *Recherches sur l'Algérie. Mémoires et documents* 17, pp. 101-164.
- Scharenbroch, B.C., Nix, B., Jacobs, K.A. & Bowles, M.L. (2012). Two decades of low-severity prescribed fire increases soil nutrient availability in Midwestern, USA oak (*Quercus*) forest. *Geoderma* 183-184, 80-91.
- Smithwick, E.A.H., Turner, M.G., Mack, M.C. & Chapin, F.S. (2005). Postfire soil N cycling in northern conifer forests affected by severe, stand-replacing wildfires. *Ecosystems* 8, 163-181.
- Souleres, G. (1969). Le pin d'Alep en Tunisie. *Ann. de l'I.N.R.F. Tunis* 2(1), 1-126.
- Stephens, S.L., Agee, J.K., Fulé, P.Z., North, M.P., Romme, W.H., Swetnam, T.W. & Turner, M.G. (2013). Managing forests and fire in changing climates. *Science* 342, 41-42.
- Tapias, R., Climent, J., Pardos, J.A. & Gil, L. (2004). Life histories of Mediterranean pines. *Plant Ecol.* 171, 53-68.
- Thanos, C.A., Daskakakou, E.N. & Nikolaidou, S. (1996). Early post-fire regeneration of a *Pinus halepensis* forest on Mount Parnis, Greece. *J. Veg. Sci.* 7, 273-280.
- Trabaud, L. (1993). Reconstitution après incendie de communautés ligneuses des Albères (Pyrénées-Orientales françaises). *Vie Milieu* 43(1), 43-51.
- Troumbis, A. & Trabaud, L. (1987). Dynamique de la banque de graines de deux espèces de cistes dans les maquis grecs. *Acta Oecologica, Oecologia Plantarum* 8, 167-179.
- Turco, M., Von Hardenberg, J., AghaKouchak, A., Llasat, M.C., Provenzale, A. & Trigo, R.M. (2017). On the key role of droughts in the dynamics of summer fires in Mediterranean Europe. *Sci. Rep.* 7, 1-10.
- Turner, M.G., Smithwick, E.A.H., Metzger, K.L., Tinker, D.B. & Romme, W.H. (2007). Inorganic nitrogen availability after severe stand-replacing fire in the Greater Yellowstone ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104, 4782-4789.
- Turtureanu, P.D., Palpurina, S., Becker, T., Dolnik, C. & Ruprecht, E. (2014). Scale- and taxon-dependent biodiversity patterns of dry grassland vegetation in Transylvania. *Agric. Ecosyst. Environ.* 182(4), 15-24.
- Úbeda, X. (2011). Cambios en las características de un suelo quemado a diferente intensidad después de un incendio forestal. *Edafología. Rev. Soc. Esp. Cienc. Suelo* 8, 41-49.
- Úbeda, X., Lorca, M., Outeiro, L., Bernia, S. & Castellnou, M. (2005). Effects of prescribed fire on soil quality in Mediterranean grassland (Prades Mountains, North-East Spain). *Int. J. Wildland Fire* 14, 379-384.
- Van der Merwe, H. & Van Rooyen, M.W. (2011). Vegetation trends following fire in the Roggeveld, Mountain Renosterveld, South Africa. *South African Journal of Botany* 77, 127-136.

- Vennetier, M. (2001). Dynamique spatiale de la régénération des forêts après incendie en basse Provence calcaire. Cas particulier du pin d'Alep, Un projet commun IMEP - Cemagref dans le cadre du GIS Incendie, 32 p.
- Veraverbeke, S., Somers, B., Gitas, I., Katagis, T., Polychronaki, A. & Goossens, R. (2012). Spectral mixture analysis to assess post-fire vegetation regeneration using Landsat Thematic Mapper imagery: Accounting for soil brightness variation. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 14, 1-11.
- Verma, S. & Jayakumar, S. (2012). Impact of forest fire on physical, chemical and biological properties of soil: A review. *Proc. Int. Acad. Ecol. Environ. Sci.* 2, 168-176.
- Watson, P., Bradstock, R.A. & Morris, C.E. (2009). Fire frequency influences composition and structure of the shrub layer in an Australian subcoastal temperate grassy woodland. *Austral Ecol.* 34, 218-232.
- Wen, Z., Wu, S., Chen, J. & Lü, M. (2016). NDVI indicated long-term interannual changes in vegetation activities and their responses to climatic and anthropogenic factors in the Three Gorges Reservoir Region, China. *Sci. Total Environ.* 574, 947-959.
- Wittenberg, L., Malkinson, D., Beeri, O., Halutzky, A., & Tesler, N. (2007). Spatial and temporal patterns of vegetation recovery following sequences of forest fires in a Mediterranean landscape, Mt. Carmel Israel. *Catena* 71, 76-83.
- Zhang, Y., Gao, J., Liu, L., Wang, Z., Ding, M., & Yang, X. (2013). NDVI-based vegetation changes and their responses to climate change from 1982 to 2011: A case study in the Koshi River Basin in the middle Himalayas. *Global Planet. Change* 108, 139-148.

## Annexes

**Annexe I – Liste floristique des deux zones incendiée et témoin et par versant (la nomenclature des taxons adoptée est celle de l'Index synonymique. Flore d'Afrique du Nord (Dobignard et Chatelain, 2010; 2011) ou à défaut celle de Quézel et Santa (1962-1963).**

Espèces corrigées	VNI	VSI	VNT	VST
<i>Aegilops geniculata</i> Roth	-	+	+	+
<i>Alyssum serpyllifolium</i> Desf.	+	+	-	-
<i>Alyssum macrocalyx</i> Coss. & Durieu	+	-	-	-
<i>Ampelodesmos mauritanicus</i> (Poir.) Durand & Schinz	+	+	+	+
<i>Anacyclus clavatus</i> (Desf.) Pers.	+	+	+	-
<i>Aspapagus albus</i> L.	+	-	-	-
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	+	-	-	-
<i>Asparagus horridus</i> L.	+	-	-	+
<i>Asphodelus ramosus</i> L.	-	+	+	-
<i>Atractylis aristata</i> Batt.	-	+	+	-
<i>Arrhenatherum album</i> (Vahl) Clayton	-	+	+	-
<i>Anisantha rubens</i> (L.) Nevski	+	+	+	-
<i>Catananche caerulea</i> L.	+	+	-	-
<i>Micropyrum tenellum</i> (L.) Link	-	-	+	+
<i>Centaurea malinvaldiana</i> Batt.	+	+	+	+
<i>Centaurea resupinata</i> subsp. <i>lagascae</i> Fern. Casas & Susanna	-	-	+	-
<i>Cistus creticus</i> subsp. <i>eriocephalus</i> (Viv.) Greuter & Burdet	+	+	+	+
<i>Colutea arborescens</i> L.	+	-	-	-
<i>Cynosurus elegans</i> Desf.	+	+	+	-
<i>Diantus serrulatus</i> Desf.	+	-	-	-
<i>Erodium hymenodes</i> L'Her.	-	+	-	-
<i>Euphorbia sulcata</i> De Lens ex Loisel.	+	+	-	-
<i>Filago pyramidata</i> L.	+	+	-	-
<i>Galium pusillum</i> L.	-	-	+	-
<i>Globularia alypum</i> L.	-	-	-	+
<i>Heliathemum syriacum</i> (Jacq.) Dum. Cours.	+	-	-	+
<i>Hippocrepis multisiliquosa</i> L.	+	-	-	-
<i>Hordeum murinum</i> L.	-	-	+	-
<i>Jasminum fruticans</i> L.	+	-	-	-
<i>Juniperus oxycedrus</i> L.	-	+	+	+
<i>Juniperus phoenicea</i> L.	-	-	-	+

Espèces corrigées	VNI	VSI	VNT	VST
<i>Lamium amplexicaule</i> L.	+	-	-	-
<i>Launaea lanifera</i> Pau	+	+	+	+
<i>Rhaponticum coniferum</i> (L.) Greuter	+	-	-	-
<i>Lonicera implexa</i> Ait.	-	-	-	+
<i>Lotus ornithopodioides</i> L.	+	+	-	-
<i>Medicago minima</i> Grufb.	-	+	+	-
<i>Bombycilaena discolor</i> (Pers.) M. Laínz	-	+	+	+
<i>Ononis ornithopodioides</i> L.	+	-	-	-
<i>Papaver hybridum</i> L.	+	-	-	-
<i>Phillyrea angustifolia</i> L.	+	+	+	+
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	-	-	+	+
<i>Plantago lanceolata</i> L.	-	+	-	-
<i>Quercus ilex</i> L.	+	-	-	+
<i>Rosmarinus tournefortii</i> de Noé	+	+	+	+
<i>Rumex vesicarius</i> L.	-	+	-	-
<i>Scorzonera undulata</i> Vahl	-	+	-	-
<i>Silene pomelii</i> Batt.	+	-	-	-
<i>Spergularia marginata</i> Kittel (emend.)	+	-	-	-
<i>Macrochloa tenacissima</i> (L.) Kunth	+	+	+	-
<i>Trifolium arvense</i> L.	-	+	+	-
<i>Xeranthemum inapertum</i> (L.) Mill.	-	-	+	-

+ : Présence; - : Absence; VNI: Versant nord incendié; VSI: Versant sud incendié; VNT: Versant nord témoin; VST: Versant sud témoin

**Annexe II – Matrice des données floristiques et édaphiques des deux zones incendiée et témoin et par versant.**

État	Exposition	Pos. Topo.	Relevé	pH	T N (%)	T C (%)	M O (%)	R S	R V (%)
Témoin	Nord	B V	R1	7	0,43	10,44	0,56	8	74,5
			R2	7,4	0,47	10,22	0,52	10	70,5
		M V	R3	7,35	0,27	12,5	0,8	10	84,5
			R4	7,31	0,23	12,4	0,7	8	80,5
		HV	R5	7,6	0,25	14,99	0,4	12	75
			R6	7,2	0,29	15,03	0,5	8	79
	Sud	H V	R7	7,05	0,25	5,3	0,5	14	85
			R8	7,01	0,19	4,9	0,52	8	88
		M V	R9	7,33	0,44	7,33	1,9	19	74
			R10	7,25	0,35	7,55	1,88	15	78
		B V	R11	7,44	0,08	6,32	1,56	18	86,5
			R12	7,35	0,04	6,24	1,68	12	80,5
Incendiée	Nord	B V	R13	7,6	0,15	9,6	2,3	19	56,5
			R14	7,52	0,19	9	2,16	9	50,5
		M V	R15	7,71	0,06	5,45	0,48	21	56
			R16	7,51	0,1	5,37	0,56	17	46
		H V	R17	7,32	0,24	15	0,44	7	54,5
			R18	7,22	0,18	15,2	0,52	9	62,5
	Sud	H V	R19	7,8	0,37	6,32	2,74	18	59
			R20	7,2	0,25	6,22	2,54	12	47
		M V	R21	7,6	0,1	7,12	2,6	17	62
			R22	7,54	0,16	7	2,52	13	54
		B V	R23	7,7	0,3	6,85	2,7	11	50
			R24	7,54	0,1	6,65	2,64	15	44

B V: Bas versant; M V: Mi-versant; H V: Haut versant ; T N: Taux d'azote; T C: Taux de calcaire; M O: Matière organique; R S: Richesse spécifique; R V: Recouvrement de la végétation.

# Étude diachronique de l'occupation du sol de la zone humide de Dayet Aoua dans le Moyen Atlas au Maroc

## *A diachronic study of the land uses of the Dayet Aoua wetland in the Middle Atlas in Morocco*

Abdellah ICHEN<sup>1\*</sup>, Chaimae MESSAOUDI<sup>1</sup>, Meysara EL MALKI<sup>2</sup> et Mohammed EL MDERSSA<sup>2</sup>

1. Laboratoire de biodiversité, écologie et génome (BGCG), Département de biologie, Faculté des sciences, Université Mohammed V de Rabat, 4 Avenue Ibn Battouta, BP 1014 RP, Agdal, Rabat, Maroc

2. Département des Eaux et Forêts, Quartier administratif, Rabat-Challah, Maroc

\*Auteur correspondant : abdellahichen@gmail.com, a.ichen@um5r.ac.ma

Received: 29 April, 2021; First decision: 6 May, 2021; Revised: 22 May, 2021; Second decision: 1 June, 2021; Revised: 3 June, 2021; Final decision: 8 June, 2021.

### Résumé

Le lac Dayet Aoua, situé dans le Moyen Atlas au Maroc, constitue l'un des plus importants écosystèmes lacustres du parc national d'Ifrane qui est actuellement réduit à une petite étendue d'eau. L'objectif de cette étude est de suivre la dynamique d'occupation du sol dans la zone humide de Dayet Aoua sur une période de trente ans, de 1989 à 2019. L'imagerie satellitaire Landsat, à l'aide de la classification supervisée avec l'algorithme des K plus proches voisins, est utilisée en vue de cartographier l'occupation du sol de la zone d'étude sur un intervalle de dix ans et de procéder par la suite à l'élaboration des cartes de changement. L'évaluation de cette classification montre que les forêts ont connu entre 1989 et 2019 une forte progression (19,19 %) due notamment à l'augmentation de l'arboriculture. La classe des terrains nus est passée de 8,07 % à 7,42 % et celle de l'agriculture de 1,30 % à 5,22 % tandis que celle des plans d'eau est passée de 0,65 % à 0,54 %. Ainsi, entre 1989 et 2019, 76,61 % des superficies de la

zone d'étude sont restées inchangées tandis que 23,38 % des superficies ont évolué vers d'autres classes ou ont subi une dégradation. Cette étude met en évidence une anthropisation du lac de Dayet Aoua conduisant à une dégradation de ses ressources naturelles.

### Abstract

Lake Dayet Aoua, located in the Middle Atlas in Morocco, is one of the most important lake ecosystems in Ifrane National Park, and is currently reduced to a small body of water. The objective of this study is to follow the dynamics of land uses in the Dayet Aoua wetland over a period of 30 years, from 1989 to 2019. Landsat satellite imagery, using supervised classification with the k-nearest neighbors algorithm, is used to map the land uses of the study area over a 10-year interval and subsequently to develop change maps. The evaluation of this classification shows that forests experienced strong

---

**Mots-clés:** cartographie, télédétection, classification supervisée, occupation du sol, taux de changement, Dayet Aoua, Maroc.

---

**Keywords:** cartography, remote sensing, supervised classification, land use, rate of change, Dayet Aoua, Morocco.

*growth between 1989 and 2019 (19.19 %) due in particular to the increase in arboriculture. The bare land class went from 8.07 % to 7.42 % and that of Agriculture went from 1.30 % to 5.22 % while that of water bodies went from 0.65% to 0.54%. Indeed, between 1989 and 2019 76.61% of the areas in the study area remained unchanged while 23.38% of the areas changed to other classes or suffered degradation. This study highlights an anthropization of Dayet Aoua wetland leading to a degradation of its natural resources.*

## Introduction

Les zones humides sont des espaces fortement attractifs. Elles représentent une réserve de biodiversité source de nombreux enjeux de préservation et remplissent diverses fonctions écologiques (Ramsar 2018). Elles sont des milieux complexes, fragiles et divers. Sur les plans de la diversité biologique et de la productivité naturelle, elles font partie des écosystèmes les plus riches de la planète après les forêts tropicales (Pearce & Crivelli 1994).

Parmi les pays du sud de la Méditerranée, le Maroc est le plus riche en zones humides (estuaires, lagunes, merjas, dayas, lacs, cours d'eau...) (Ministère de l'Agriculture et de la Mise en valeur agricole. Maroc 1996, Chillasse & Dakki 2004, Hammada 2007, Dakki *et al.* 2014). Cela est lié, d'une part, à sa situation géographique qui le dote d'une côte marine d'environ 3 500 km, et, d'autre part, à la présence de deux grandes chaînes de montagnes, qui ont généré un réseau hydrographique très dense (Hammada 2007, Dakki *et al.* 2014).

Le Moyen Atlas, massif montagneux allongé sur quelque 350 km du sud-ouest au nord-est, occupe une position intermédiaire entre deux chaînes montagneuses : le Rif au nord et le Haut Atlas au sud. Il figure parmi les chaînes de montagnes les mieux arrosées du Maroc et revêt un grand intérêt hydrogéologique. Les dénivelés importants et la structure relativement complexe des terrains calcaires et dolomitiques ont permis la formation de plusieurs lacs naturels qui font la grande originalité de ce massif, et on trouve comme catégories d'eaux continentales au Moyen Atlas les eaux stagnantes, eaux courantes et sources, zones humides artificielles et eaux phréatiques (Chillasse & Dakki 2004).

La région d'Ifrane est l'une des zones du Moyen Atlas marocain qui compte un grand

nombre de zones humides (Ministère de l'Agriculture et de la Mise en valeur agricole. Maroc 1996). Parmi ces dernières, le lac Dayet Aoua constitue l'un des plus importants écosystèmes lacustres du parc national d'Ifrane. La zone humide de Dayet Aoua offrait un spectacle naturel extraordinaire au cœur du Moyen Atlas, mais elle est actuellement réduite à une petite étendue d'eau (Chillasse *et al.* 2001, Abba *et al.* 2012). Cette dernière constitue avec Dayet Ifrah et Dayet Hachlaf le complexe de lacs d'Imouzzer du Kandar, inscrit comme site Ramsar en 2019 (Ramsar 2019).

Le présent travail a pour principal objectif l'analyse diachronique de l'occupation du sol au niveau de la zone humide de Dayet Aoua sur une période de trente ans.

## Matériels et méthodes

### Site d'étude

Le Moyen Atlas tabulaire représente une région de moyenne montagne par l'altitude, et de plateaux par le relief en forme de causses (Martin 1981). Cette masse de hautes terres est composée essentiellement de couches calcaires, tabulaires au nord-ouest (causse du Moyen Atlas) et ondulées au sud-est (Moyen Atlas plissé). Le climat, relativement humide, est froid en hiver (Lepoutre & Martin 1967).

Le lac d'eau Dayet Aoua (figure 1) est situé dans la partie ouest du Moyen Atlas. Ses coordonnées sont 32°58'N et 05°27'W. Ce lac est situé à 1 510 m d'altitude, à 15 km au nord d'Ifrane et à 10 km au sud du village d'Imouzzer Kandar. Il est le lac le plus réputé du Maroc (Sayad & Chakiri 2010). Cette zone humide est composée d'une prairie humide rase et de massifs forestiers de chêne vert et de cèdre, et est entourée par une ceinture de peuplier et quelques pieds de saule sur ses bords immédiats. Elle est alimentée principalement par le cours d'eau Oued El Kantra d'un débit important et accessoirement par d'autres points d'eau avec des débits relativement plus faibles (Fazul *et al.* 2013).

D'un point de vue administratif, le lac relève de la commune territoriale Dayet Aoua (province d'Ifrane) (Ministère de l'Agriculture et de la Mise en valeur agricole. Maroc 1996). Sa superficie en hautes eaux est de l'ordre de 140 ha, mais elle est variable selon les saisons.

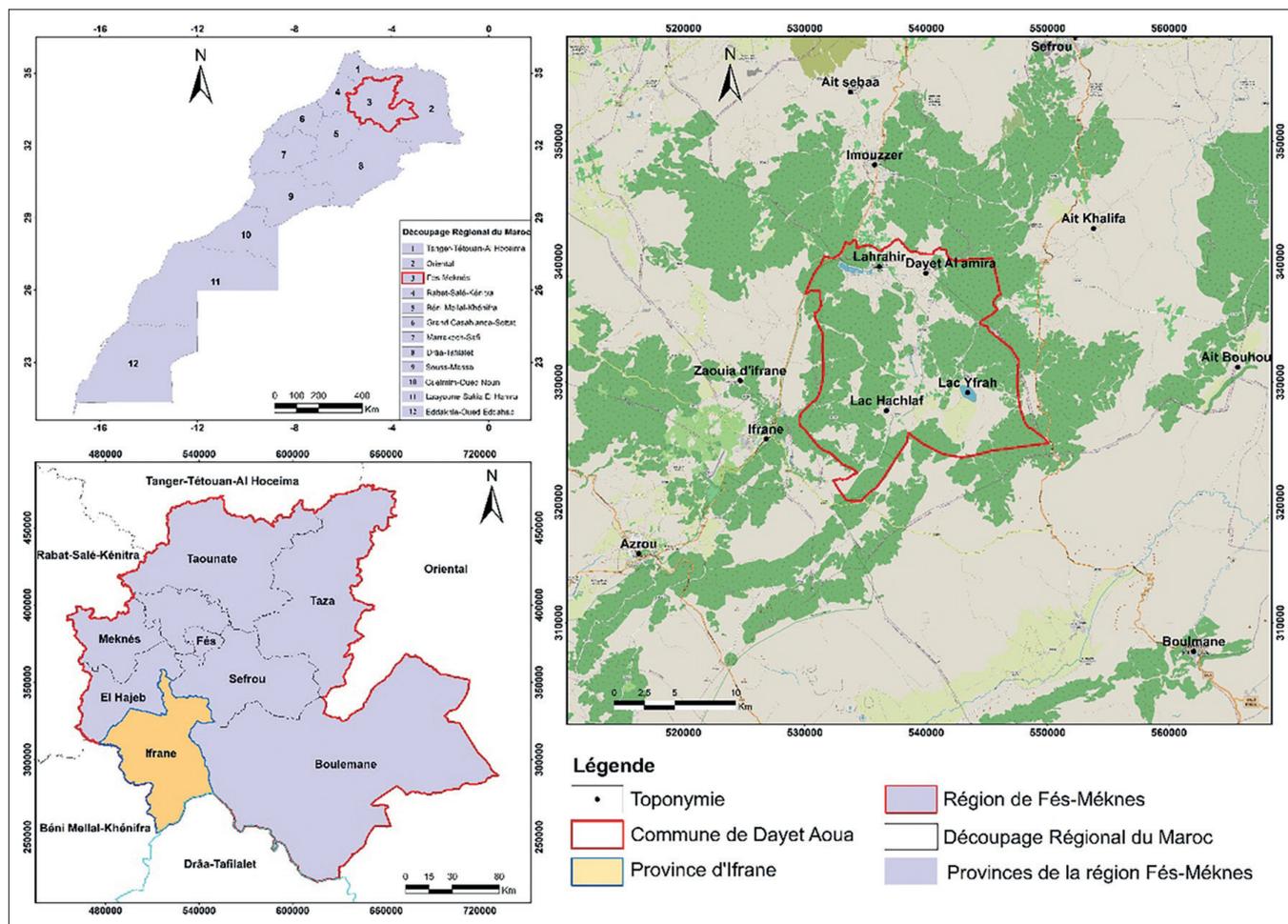


Figure 1 – Localisation du lac de Dayet Aoua.

Figure 1 – Location of Lake Dayet Aoua.

Il s'étend sur une longueur de 3 000 m et une largeur de 360 m. Ce plan d'eau profond de 5 m (remplissage maximal) est l'un des rares lacs de montagne du Moyen Atlas avec des habitats bien variés. Durant les périodes de sécheresse il connaît un assèchement total (Chillasse *et al.* 2001, Abba *et al.* 2012).

Le Moyen Atlas, parmi les régions marocaines, est considéré d'intérêt majeur pour la conservation de la biodiversité des zones humides, celles-ci hébergeant plus du quart de la faune aquatique endémique du pays (Dakki 1997). En effet, celle-ci compte environ 140 taxons, dont le tiers (53 espèces) existe dans le Moyen Atlas. Ces endémiques sont en majorité des insectes (33 espèces réparties principalement entre les Trichoptères, les Diptères et les Coléoptères), suivis par les crustacés (sept espèces, partagées entre les Copépodes, les Anostracés et les Amphipodes), les oiseaux puis par les poissons (Chillasse & Dakki 2004).

## Méthodologie

L'analyse de l'occupation du sol du lac de Dayet Aoua a été effectuée en réalisant des cartes d'occupation à intervalle de dix ans de 1989 à 2019, ainsi qu'une carte des changements d'occupation des sols identifiant les zones les plus vulnérables.

Les images satellitaires Landsat 5, 7 et 8 ont subi des prétraitements qui consistent en la compression et la restauration ou correction des défauts dus au système d'acquisition. Ces prétraitements portent sur trois corrections, notamment :

- la correction radiométrique, qui doit précéder la calibration radiométrique. Cette calibration consiste en la normalisation de l'intensité du signal afin de faire une analyse multitemporelle et de comparer les images. Ce processus permet ainsi, à partir du signal rétrodiffusé, de calculer une grandeur sans dimension appelée le coefficient de rétrodiffusion ;

- la correction atmosphérique qui permet de réduire les effets dus aux composants atmosphériques (la quantité de vapeur d'eau, la distribution des aérosols...) sur le rayonnement électromagnétique ;
- la correction géométrique qui consiste à projeter dans le système de coordonnées souhaité une image raster dépourvue d'informations géographiques ou contenant des informations géographiques non compatibles avec celles souhaitées ;
- l'extraction de la zone d'étude qui permet de réduire le temps d'exécution des traitements et de rendre le processus plus efficace et rapide sans trop charger la mémoire.

Ces traitements ont été réalisés au moyen du logiciel de cartographie ArcGIS 10.3.

La méthode de classification utilisée est celle par K plus proches voisins (KNN) (Russel & Norvig 2010). L'algorithme de classification calculé, selon une fonction de probabilité multidimensionnelle permet de déterminer la probabilité de chaque pixel d'appartenir à l'une des catégories correspondant aux signatures spectrales (Caloz & Collet 2001).

L'étape finale de la cartographie de l'occupation du sol consiste en l'évaluation de la précision de la classification qui représente une étape clé du processus permettant de quantifier la qualité de la carte obtenue et la possibilité d'effectuer des traitements supplémentaires (la fusion des classes, l'échantillonnage de nouveaux sites d'entraînement, etc.). Pour améliorer cette dernière et la valider, la classification est comparée à des données de référence (indépendantes de celles utilisées pour effectuer la classification) au moyen d'une matrice de confusion. Cette évaluation de précision est déterminée par le calcul de l'indice Kappa, qui varie de 0 à 1, exprimant la réduction de l'erreur obtenue par la classification par rapport à une classification aléatoire (Congalton 1991), et la précision globale qui correspond à la diagonale de la matrice et donne une proportion d'objets bien classés. Afin d'affiner et d'améliorer la cartographie, un post-traitement a été réalisé en fusionnant des classes présentant une forte ressemblance spectrale et en supprimant les pixels isolés qui ne représentent aucune classe et peuvent influencer la précision de classification.

Après avoir établi les cartes d'occupation du sol, ces dernières ont constitué une matière première et un outil approprié pour

la réalisation de la carte de changements, aidant à mettre la lumière sur les zones qui ont connu plus de changements et les plus vulnérables.

## Résultats

### Cartes d'occupation du sol

Cinq classes d'occupation du sol ont été déterminées : agriculture, eau, forêts, terrain nu et terrain de parcours.

Les précisions globales obtenues varient d'environ 72 à 90 % entre 1989 et 2019. Le coefficient Kappa varie de 0,86 pour l'année 1989 à 0,59 pour l'année 2019 (tableau 1). Ces valeurs sont supérieures à 50 %, indiquant que ces classifications sont fiables et exploitables (Pontius 2000).

**Tableau 1 – Précisions globales et coefficients Kappa pour les différentes dates de classification.**

*Table 1 – Global details and Kappa coefficients for the different classification dates.*

	1989	1999	2009	2019
<b>Précision globale</b>	90,32	75,62	75,06	72,07
<b>Coefficient Kappa</b>	86,82	64,57	65,74	59,30

Les résultats de la cartographie d'occupation du sol entre 1989 et 2019 montrent que quatre classes d'occupation du sol ont connu une régression moyenne, à savoir : agriculture, eau, forêt et terrains de parcours (figures 2, 3, 4 et 5). Une seule classe a connu une progression, il s'agit du terrain nu. Entre 1999 et 2009, les classes d'occupation du sol ayant connu une progression sont la forêt, l'eau, l'agriculture et les terrains de parcours, par contre, celle de terrain nu a connu une régression (figures 3 et 4). Entre 2009 et 2019, deux classes ont connu une régression, il s'agit des terrains de parcours et l'eau (figures 4 et 5). Les autres classes d'occupation du sol ont connu, par contre, une progression, il s'agit de la forêt, du terrain nu et celle de l'agriculture.

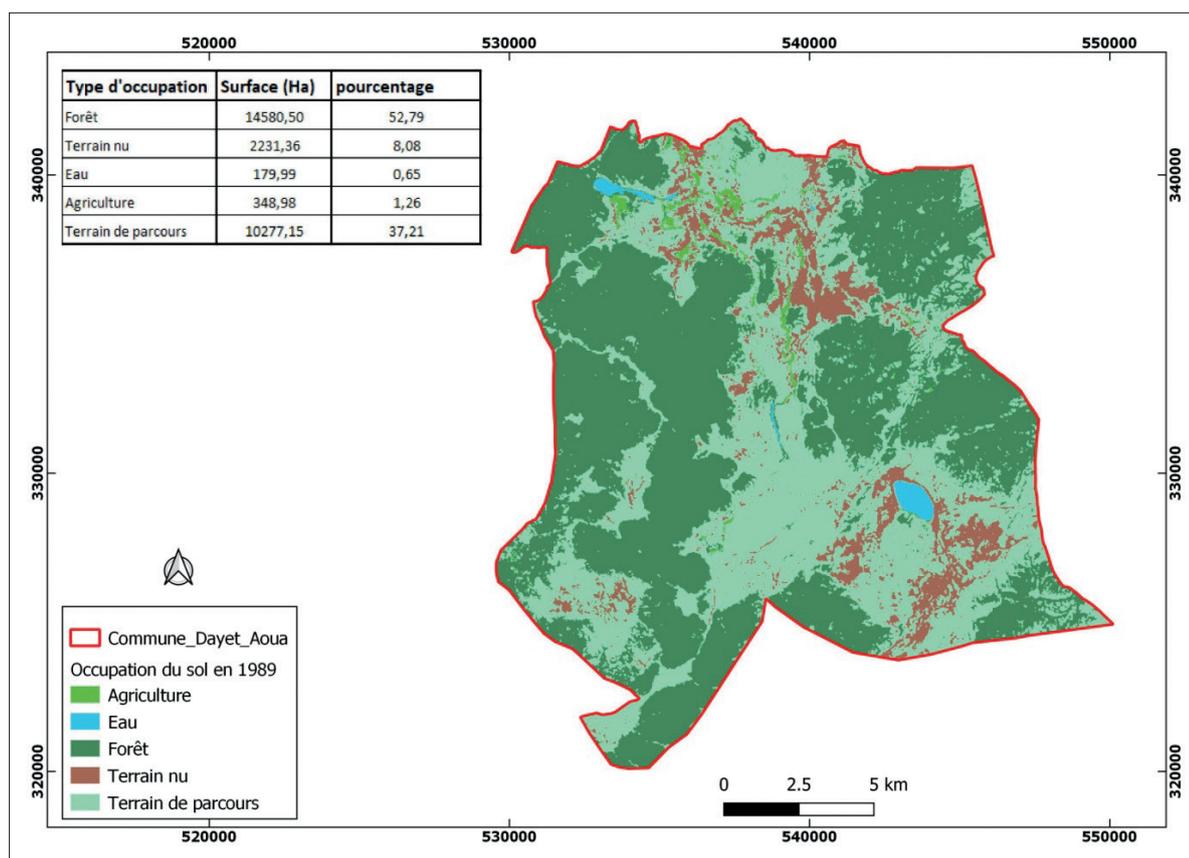


Figure 2 – Carte d'occupation du sol du lac de Dayet Aoua en 1989.

Figure 2 – Land use map of Lake Dayet Aoua in 1989.

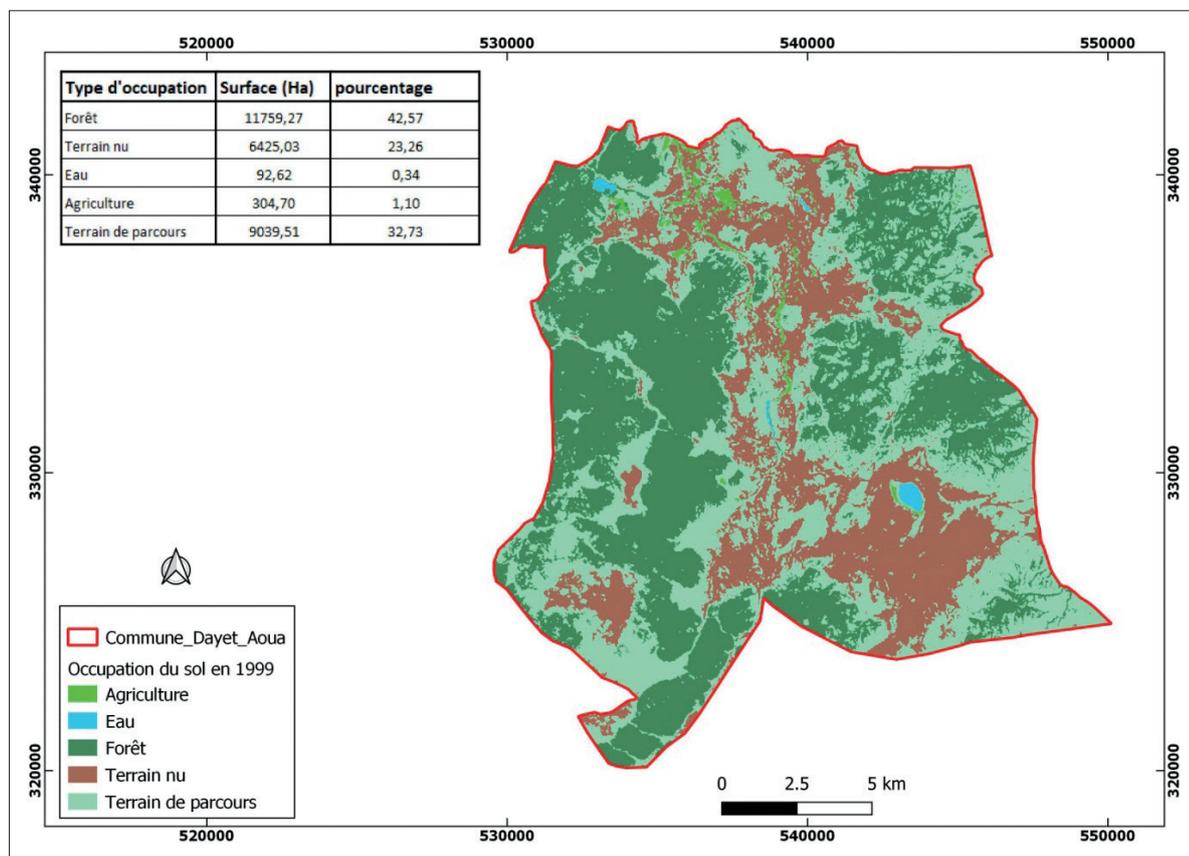


Figure 3 – Carte d'occupation du sol du lac de Dayet Aoua en 1999.

Figure 3 – Land use map of Lake Dayet Aoua in 1999.

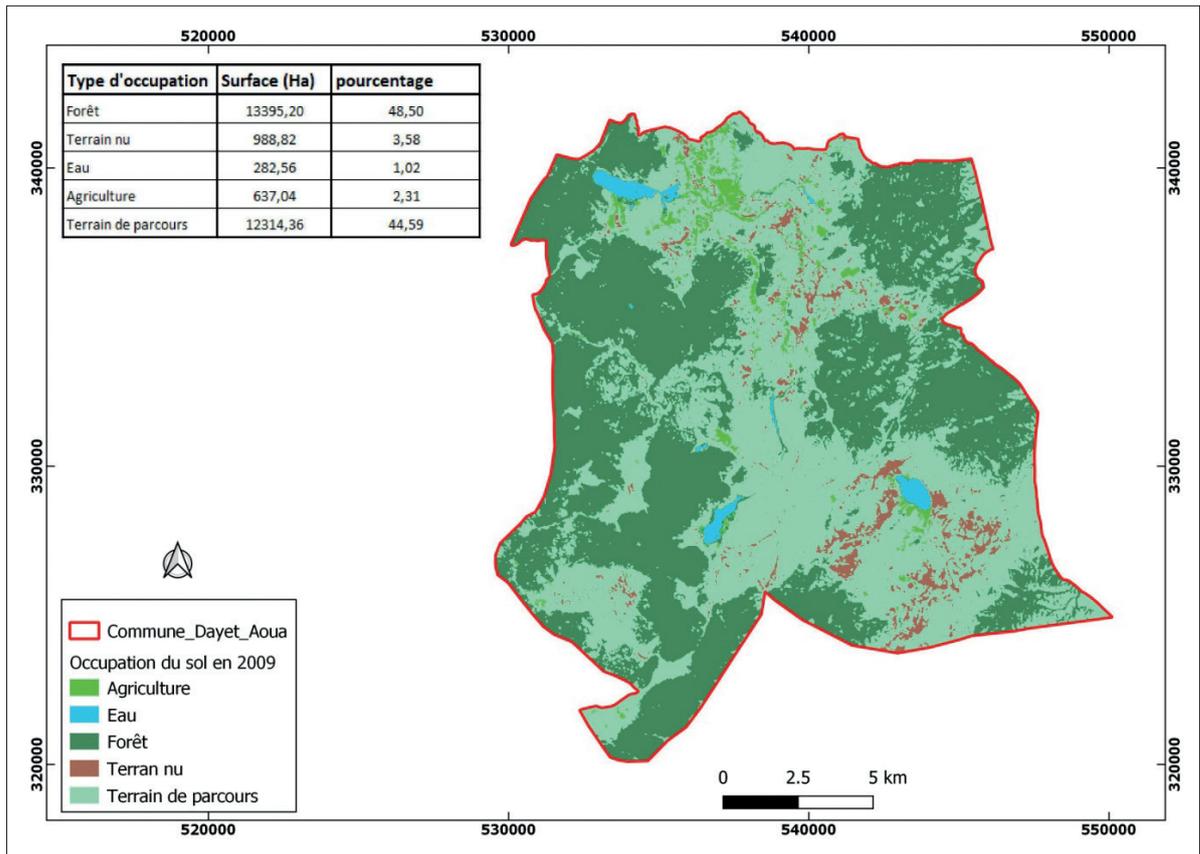


Figure 4 – Carte d'occupation du sol du lac de Dayet Aoua en 2009.

Figure 4 – Land use map of Lake Dayet Aoua in 2009.

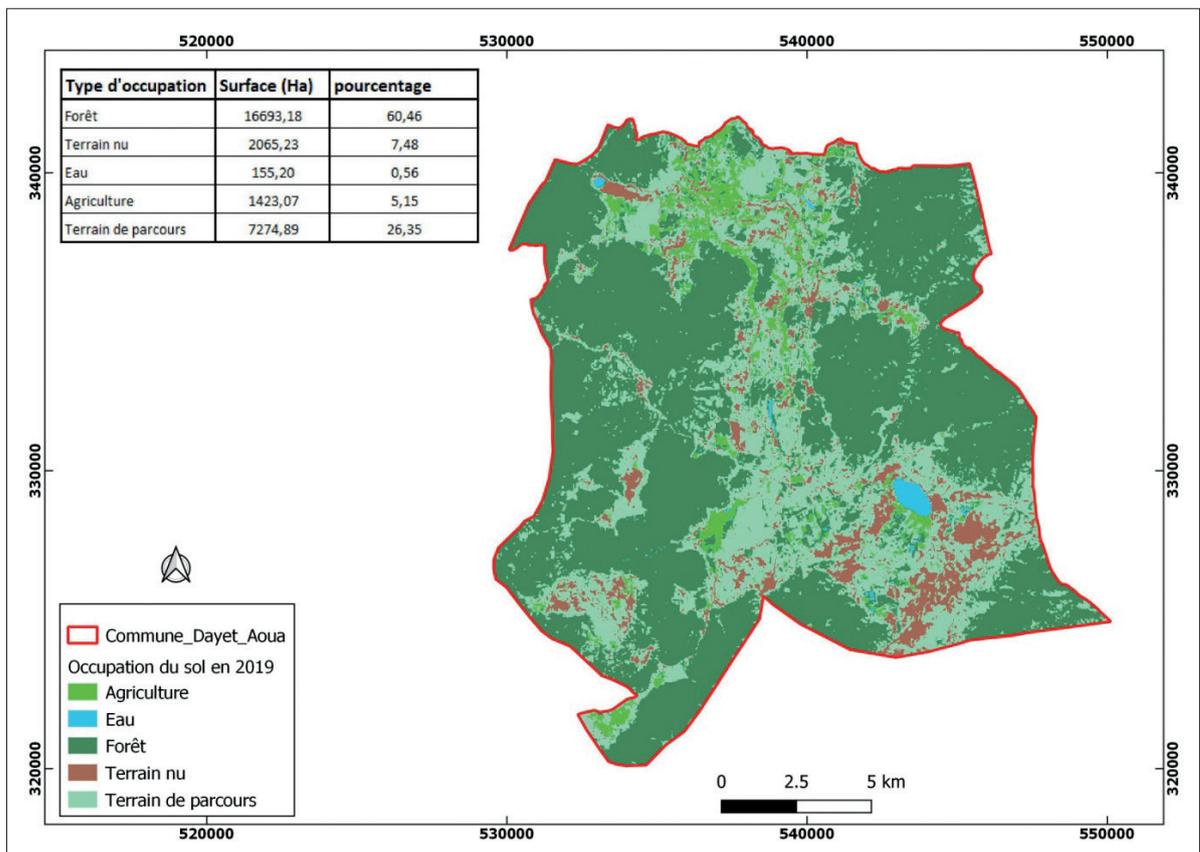


Figure 5 – Carte d'occupation du sol du lac de Dayet Aoua en 2019.

Figure 5 – Land use map of Lake Dayet Aoua in 2019.

### Analyse spatiale de la dynamique de l'occupation du sol

Entre 1989 et 2019 (figures 6 et 7, tableaux 2, 3 et 4), les forêts connaissent une forte progression (plus de 19 % sur la période) à la suite d'une augmentation de l'arboriculture. La classe des terrains nus diminue d'environ 9 %. Cette diminution peut s'expliquer par la transformation en végétation arborée. Celle

d'agriculture est passée de 1,30 % à 5,22 % (soit plus du double que sa superficie initiale), tandis que celle des plans d'eau est passée respectivement de 0,65 % à 0,54 %, soit une diminution de 17 %. Globalement, entre 1989 et 2019, 76,61 % des superficies du secteur d'étude sont restées inchangées tandis que 23,38 % des superficies ont évolué vers d'autres classes ou ont subi une dégradation.

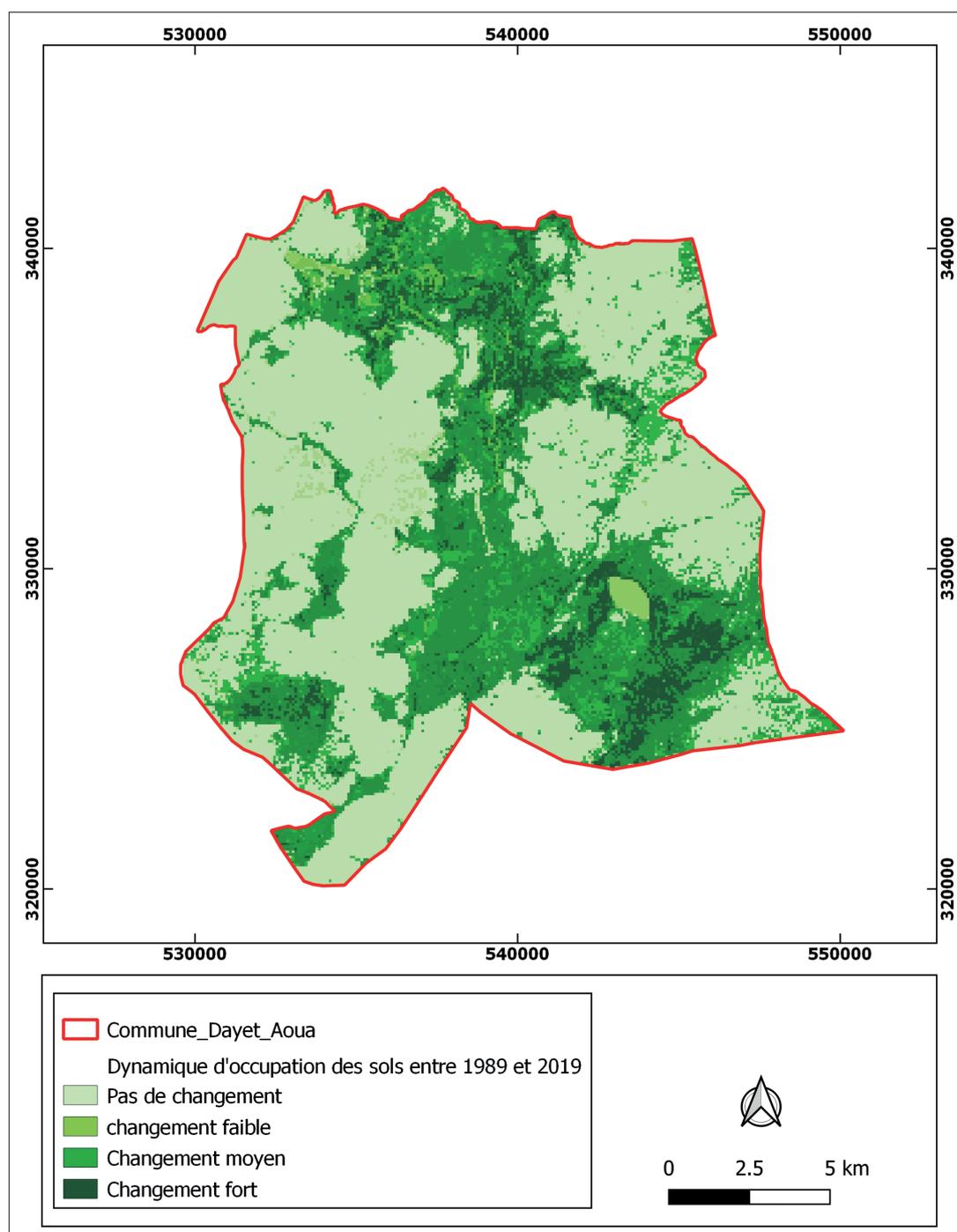


Figure 6 – Carte de changement de l'occupation du lac de Dayet Aoua entre 1989 et 2019.  
 Figure 6 – Map of change in occupation of Lake Dayet Aoua between 1989 and 2019.

**Tableau 2 – Taux d'évolution et superficies des types d'occupation du sol entre 1989 et 1999.**

**Table 2 – Rate of change and areas of land use types between 1989 and 1999.**

Type d'occupation	Surface (Ha)		Tg	Tc
	1989	1999		
Forêt	14 580,50	11 759,27	- 19,34	- 2,15
Terrain nu	2 231,36	6 425,03	187,94	10,57
Eau	179,99	92,62	- 48,54	- 6,64
Agriculture	348,98	304,70	- 12,68	- 1,35
Terrain de parcours	10 277,15	9 039,51	- 12,04	- 1,28

Tg: taux global d'évolution spatiale; Tc: taux moyen annuel d'évolution spatiale (-): régression; (+): progression

**Tableau 3 – Taux d'évolution et superficies des types d'occupation du sol entre 1999 et 2009.**

**Table 3 – Rate of change and areas of land use types between 1999 and 2009.**

Type d'occupation	Surface (Ha)		Tg	Tc
	1999	2009		
Forêt	11 759,27	13 395,20	13,91	1,30
Terrain nu	6 425,03	988,82	- 84,60	- 18,71
Eau	92,62	282,56	205,07	11,15
Agriculture	304,70	637,04	109,07	7,37
Terrain de parcours	9 039,51	12 314,36	36,22	3,09

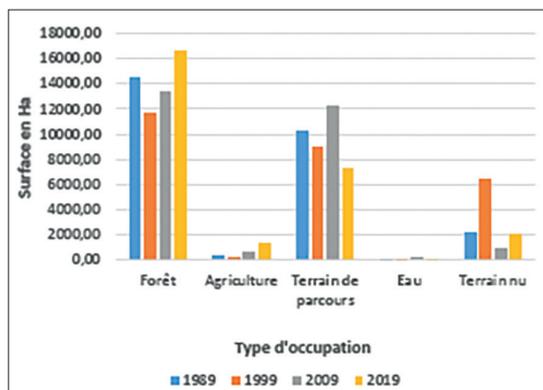
Tg: taux global d'évolution spatiale; Tc: taux moyen annuel d'évolution spatiale (-): régression; (+): progression

**Tableau 4 – Taux d'évolution et superficies des types d'occupation du sol entre 2009 et 2019.**

**Table 4 – Rate of change and areas of land use types between 2009 and 2019.**

Type d'occupation	Surface (Ha)		Tg	Tc
	2009	2019		
Forêt	13 395,20	16 693,18	24,62	2,44
Terrain nu	988,82	2 065,23	108,85	7,36
Eau	282,56	155,20	- 45,07	- 5,99
Agriculture	637,04	1 423,07	123,38	8,03
Terrain de parcours	12 314,36	7 274,89	- 40,92	- 5,26

Tg: taux global d'évolution spatiale; Tc: taux moyen annuel d'évolution spatiale (-): régression; (+): progression



**Figure 7 – Bilan d'occupation du sol entre 1989 et 2019.**  
**Figure 7 – Land use balance between 1989 and 2019.**

## Discussion et conclusion

L'analyse met en évidence une dynamique régressive du milieu naturel dans le lac Dayet Aoua de 1989 à 2019. Cette dégradation semble générale et touche presque tout l'espace territorial. Les taux d'évolution moyens annuels révèlent des régressions pour les classes des terrains de parcours et terrain nu.

Cela pourrait être partiellement expliqué par une extension des vergers d'agriculture à la suite du développement de l'activité arboricole notamment de pommier dans la zone (Boukil 2004, Chillasse & Dakki 2004, Abba *et al.* 2012). Cette spéculation exigeante en eau a certainement un impact sur l'épuisement de la nappe phréatique et la baisse du niveau du lac. La dégradation du milieu, traduite par la régression des formations naturelles, est essentiellement liée au développement des activités socio-économiques et plus particulièrement à l'activité d'élevage. Dans un contexte marqué par une pression démographique, l'exploitation des ressources pastorales est nécessairement croissante.

Plusieurs auteurs considèrent ainsi que la croissance démographique et certains modes d'exploitation sont responsables de la dégradation des terres avec pour conséquence la perturbation des équilibres écologiques (Chillasse & Dakki 2004, Ichen 2020), notamment dans les zones humides en majorité très vulnérables face aux aléas climatiques (Haut Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte Contre la Désertification. Maroc 2015). Ce phénomène est particulièrement remarquable en Afrique subsaharienne où les fortes densités démographiques et la crise d'espace agricole conduisent les populations à la recherche de nouvelles terres (Abotchi 2002, Atta *et al.* 2010).

Dans ce sens, l'élaboration d'un plan d'aménagement et de gestion intégré et concerté des ressources naturelles du site s'avère indispensable en vue d'assurer une gestion durable et efficace des écosystèmes naturels dans la zone. Ce plan devrait être principalement axé sur deux points, qui sont la conservation du patrimoine forestier, à travers une programmation de campagnes de reboisement fondées sur des essences plus adaptées aux conditions de la zone, et sur l'organisation des activités d'exploitation sur le site de la population locale à travers la création de coopératives afin de pouvoir réduire les effets des activités anthropiques sur les ressources naturelles du lac Dayet Aoua.

## Bibliographie

- Abba, H., Nassali, H., Benabid, M., El Ibaoui, H. & Chillasse, L. (2012). Approché physicochimique des eaux du lac Dayet Aoua. *Journal of Applied Biosciences*. 58, 4262-4270.
- Abotchi, T. (2002). Colonisation agricole et dynamique de l'espace rural au Togo : cas de la plaine septentrionale du Mono. *Sciences sociales et humaines*. Série B, vol. 4, 97-108.
- Atta, S., Achard, F. & Ould Mohamedou, Sidi O.M. (2010). Évolution récente de la population, de l'occupation des sols et de la diversité floristique sur un terroir agricole du sud-ouest du Niger. *Sciences & Nature*. 7(2), 119-129.
- Boukil, A. (2004). *Étude des possibilités de restauration et de réhabilitation du lac Dayet Aoua*. Rapport 1/04 du Haut Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte contre la désertification, Rabat, Maroc, 14 p.
- Caloz, R. & Collet, C. (2001). *Précis de télédétection*. Vol. 3. *Traitements numériques d'images de télédétection*. Presses de l'Université de Québec et Agence universitaire de la francophonie, Sainte-Foy (Québec), 496 p.
- Chillasse, L., Dakki, M. & Abbassi, M. (2001). Valeurs et fonctions écologiques des zones humides du Moyen Atlas (Maroc). *Humedales Mediterráneos*. 1, 139-146.
- Chillasse, L. & Dakki M. (2004). Potentialités et statuts de conservation des zones humides du Moyen Atlas (Maroc), avec référence aux influences de la sécheresse. *Sécheresse*. 15(4), 337-345.
- Congalton, R.G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*. 37(1), 35-46.
- Dakki, M. (1997). *Étude nationale sur la biodiversité : faune aquatique continentale (invertébrés et poissons)*. Rabat : Ministère de l'Environnement du Maroc. Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE), 117 p.
- Dakki, M., Menioui, M. & Pérez Alberti, A. (2014). *Classification des zones humides littorales du Maroc*. Rapport inédit, IUCN, 12 p.
- Fazul, A., Rachiq, S., Mikou, K. & Saidomar, S.H. (2013). Contribution à l'étude de la flore aquatique d'un lac de montagne. Lac Dayet Aoua (Maroc). *Afrique Science*. 9(3), 103-112.
- Hammada, S. (2007). *Études sur la végétation des zones humides du Maroc. Catalogue et analyse de la biodiversité floristique et identification des principaux groupements végétaux*. Thèse de doctorat d'État ès sciences, Faculté des sciences, Université Mohamed-V, Agdal, 187 p.
- Haut Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte contre la désertification. Maroc. (2015). *Stratégie nationale des zones humides 2015-2024 : Stratégie – Plan d'action*. Haut Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte contre la désertification – Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, 54 p.
- Ichen, A. (2020). Contribution à l'inventaire des espèces d'Amphibiens vivant dans les mares temporaires des plaines côtières nord-atlantiques du Maroc (sub-raies de Maamora et Benslimane). *Bulletin de la Société herpétologique de France*. 175, 60-63.
- Lepoutre, B. & Martin, J. (1967). Le causse moyen atlantique. *Les Cahiers de la recherche agronomique*. 24, 207-226.
- Martin, J. (1981). Le Moyen Atlas central. Étude géomorphologique. *Notes et mémoires du Service géologique*. 258 bis, 1-447.
- Ministère de l'Agriculture et de la Mise en valeur agricole. Maroc. (1996). *Plan directeur des aires protégées*. Administration des Eaux et Forêts et de la Conservation des sols. 7 vol.
- Pearce, F. & Crivelli, A.J. (1994). *Caractéristiques générales des zones humides méditerranéennes*. Tour du Valat, Medwet, Arles, 88 p.
- Pontius, Jr. R. G. (2000). Quantification error versus location error in comparison of categorical maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 66(8), 1011-1016.
- Ramsar (2018). *Perspectives mondiales des zones humides. L'état mondial des zones humides et de leurs services à l'humanité*. Secrétariat de la Convention de Ramsar, 84 p.
- Ramsar (2019). *Fiche descriptive Ramsar. Lacs d'Imouzer du Kandar, Maroc*. Secrétariat de la Convention de Ramsar, 17 p.
- Sayad, A. & Chakiri, S. (2010). Impact de l'évolution du climat sur le niveau de Dayet Aoua dans le Moyen Atlas marocain. *Sécheresse*. 21(4), 245-251.
- Russel, S. & Norvig, P. (2010). *Intelligence artificielle*. Pearson France, Montreuil, 1216 p.

Réalisation, fabrication :

**Transfaire** / *naturalia*  
PUBLICATIONS

04250 Turriers

[www.transfaire.com](http://www.transfaire.com)

[www.naturalia-publications.com](http://www.naturalia-publications.com)

Achévé d'imprimer : juillet 2021

Editors-in-Chief: Dr Élise Buisson  
et Dr Brigitte Talon

UMR CNRS IRD IMBE  
Université d'Avignon, IUT  
Site Agroparc, BP 1207  
84911 Avignon cedex 09  
France

**Editorial Board**

- Dr Pierre CHEVALDONNÉ, CNRS, Université Aix-Marseille, Marseille, France
- Dr Marc CHEYLAN, EPHE, Montpellier, France
- Dr Cécile CLARET, Université Aix-Marseille, Marseille, France
- Dr Bruno FADY, INRA, Avignon, France
- Pr Thierry GAUQUELIN, Université Aix-Marseille, Marseille, France
- Dr Grant WARDELL-JOHNSON, Université Western, Australia
- Dr Raphaël GROS, Université Aix-Marseille, Marseille, France
- Dr Frédéric GUITER, Université Aix-Marseille, Marseille, France
- Pr Serge KREITER, SupAgro, Montpellier, France
- Dr Audrey MARCO, École nationale supérieure du paysage, Marseille, France
- Pr Frédéric MÉDAIL, Université Aix-Marseille, Marseille, France
- Pr François MESLEARD, Université Avignon-Tour du Valat, France
- Dr Tom PARKER, San Francisco State University, USA
- Dr Philippe PONEL, CNRS, Université Aix-Marseille, Marseille, France
- Dr Roger PRODON, EPHE, Montpellier, France
- Dr Sandra SAURA-MAS, Autonomous University of Barcelona, Spain
- Dr Isabelle SCHWOB, Université Aix-Marseille, Marseille, France
- Dr Thekla K. TSITSONI, Aristotle University of Thessaloniki, Greece
- D' Errol VÉLA, Université de Montpellier, France
- Dr Éric VIDAL, IRD, Nouvelle-Calédonie
- Dr Mercedes VIVAS, Universidad of Concepción, Chili
- Dr Ioannis VOGIATZAKIS, Open University of Cyprus, Cyprus

ISSN 0153-8756

<http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr>

**Guidelines for authors**

*ecologia mediterranea* publishes original research reports and syntheses in the fields of fundamental and applied ecology of Mediterranean areas, except for descriptive articles or articles about systematic. The editors of *ecologia mediterranea* invite original contributions in the fields of: bioclimatology, biogeography, conservation biology, marine biology, population biology, community ecology, forest ecology, marine ecology, genetic ecology, landscape ecology, microbial ecology, restoration ecology, plant and animal ecology, ecophysiology, palaeoecology, palaeoclimatology. The journal also publishes reviews, short communications, book reviews, Ph. D. thesis abstracts and comments on papers recently published in the journal. *ecologia mediterranea* invite conference organizers to get in touch with the editors for special issues as part of conference/symposium proceedings. Manuscripts are peer-reviewed by appropriate referees. The final decision to accept or reject the manuscript is made by the editors. To submit a paper, please send an electronic version of your paper to [ecologia.mediterranea@imbe.fr](mailto:ecologia.mediterranea@imbe.fr) (doc(x) or rtf). Please read the following guidelines to prepare your manuscript. When the article is accepted, the authors should take reviewer's comments into consideration. They will send back to the journal Editorial Office, within 2 months. After this deadline, the manuscript will be considered as a new submission.

**TYPES OF MANUSCRIPTS**

Please, mention the type of manuscript you are submitting on the first page of your submission.

**Research article:** research report of broad scope that is an original contribution to science. The typical length of research papers is about 6,000 to 8,000 words.

**Short communication:** brief report of new observations or of important findings that deserve publication before broader studies are completed. The typical length of short communications is about 3,000 to 4,000 words.

**Reviews:** critical appraisal of broad areas of investigation or research in Mediterranean ecology. The typical length of reviews is about 6,000 to 8,000 words.

**Commentaries:** opinion on topics recently published in *ecologia mediterranea* or essays on topics of general interest in Mediterranean ecology. The typical length of short communications is about 1,000 to 3,000 words.

**Book review:** critical appraisal of a Book interesting to the readers of *ecologia mediterranea*. Editors who wish to see their book reviewed in *ecologia mediterranea* should get in touch with the editors of the journal.

**Ph. D. thesis abstracts:** abstract of the Ph. D. thesis recently defended in the fields covered by *ecologia mediterranea*. Author, Year, Title, University (e.g. Ph. D. thesis defended on April, 4th 2014 at University of California, Irwin, USA, Lab xxx), Composition of board, Keywords, Abstract (1,000 words max.).

**MANUSCRIPT PREPARATION**

Manuscripts (typewritten Times 12, with double line spacing) must be written in English or in French. If the language is not English, you should join an English short version and English titles of figures and tables. The manuscript must be complete: e.g. title in English and French, author(s) and address(es), abstract in English and French, an English short version (if English is not the language used in the article), keywords in English and French, text, acknowledgements, references, figures and tables (one / page). For the submission, figures and tables are integrated in the word document and not sent separately. For research papers, the

text should normally consist of 4 sections: introduction, methods, results, discussion which are not numbered. Subtitles are not be numbered either:

- Introduction
- Methods
  - Study site
  - Experimental design
  - Statistical analyses
- Results
- Discussion

Use lower-case letter type for names in the text and in the reference section. Do not underline any word. In English, there is one blank after any punctuation, never before. Copy editing of manuscripts is performed by the journal.

**FIRST PAGE**

The first page contains:

- 1) the type of manuscript (research paper, short communication, etc.);
- 2) the title of the article;
- 3) the names of the authors;
- 4) the address of each author + an email at least of the corresponding author;
- 5) the total number of words from the introduction to the references included.

**ABSTRACTS, KEYWORDS AND SHORT VERSION**

Abstracts should be no longer than 300 words. The English short version should not exceed one page long (1,000 words). Do not use more than six keywords. Keywords should not be present in the title.

**REFERENCES**

All publications cited in the text should be presented in a list of references following the text of the manuscript. The list of references should be arranged alphabetically on author's names, and chronologically for each author. You should abbreviate the titles of periodicals mentioned in the list of references (except if you are not sure of it; ISI Journal Abbreviations Index). Check the manuscript to make sure that all references are cited and that all citations in the text are included in the references. Use following system to write the references:

**Article**

Andow, D.A., Karieva, P., Levin, S.A. & Okubo, A. (1990). Spread of invading organisms. *J. Ecol.* 4, 177-188.

**Book**

Harper, J.L. (1977). *Population biology of plants*. Academic Press, London, 300 p.

**Book chapter**

May, R.M. (1989). Levels of organisation in ecology. In: Cherret J.M. (ed.), *Ecological concepts*. Blackwell Scientific Public, Oxford, 339-363.

**Thesis, Report**

Jaouadi, W. (2011). *Écologie et dynamique de régénération de l'Acacia tortilis (Forsk.) Hayne subsp. raddiana (Savi) Brenan var. raddiana dans le parc national de Bouhedma (Tunisie)*. Thèse de doctorat de l'Institut national agronomique de Tunisie, 180 p.

**Website**

Météo-France (2020). *Données climatiques de la station de Marignane, normales*. Available at: <http://www.meteofrance.com/climat/france/marignane/13054001/normales>. Last accessed 21.4.2020

**IN-TEXT CITATIONS**

The words "figure" and "table" announced in-text should be written in extenso and with lower-case letter type. In the text refer to the author's name and year of publication (followed by pages only if it is a quotation). If a publication is written by more than two authors, the name of the first author should be used followed by "et al." (this indication, however, should never be used in the list of references: first author and co-authors should be mentioned in it). Examples: "Since Dupont (1962) has shown that...", or "This is in agreement with previous results (Durand et al. 1990; Dupont & Dupont 1997)..."

**ABBREVIATES, NOMENCLATURE AND LATIN WORDS**

Explanation of a technical abbreviate is required when the first use. International convention codes for nomenclature should be used. Latin words should be in italic (et al., a priori, etc.), particularly for plants or animals' denomination (the first time, please precise author's name: for example, *Olea europaea* L.).

**FIGURES AND TABLES**

All illustrations should be included in the word document after the section "References". Once the paper is accepted for publication, illustrations should be sent separately (3,000 dpi). All the illustrations should be cited and should have a legend.

**REPRINTS**

A pdf version will be supplied free of charge for each paper.

**SUBSCRIPTION**  
(contact : [ecologia@naturalia-publications.com](mailto:ecologia@naturalia-publications.com))

	1 year = 2 issues		
	Subscription	Postage	Total
<b>France</b>	60 €	6 €	66 €
<b>Europe</b>	60 €	12 €	72 €
<b>World</b>	60 €	16 €	76 €

Mail this subscription to:  
**SARL Transfaire**  
**Avenue Maréchal Leclerc**  
**F-04250 TURRIERS**

Bank: CA SISTERON  
IBAN: FR76 1910 6008 3913 9956 2600 062  
BIC: AGRIFRPP891

**Sommaire – Contents**

<i>Editorial – Éditorial</i> .....	3
Preliminary data about carabid fauna diversity of a cultivated area and an adjacent non-crop habitat in a semi-arid region of Northeastern Algeria (Constantine) Y. SAOUACHE, N. OUCHTATI, I. GUERFI, C. DERROUCHE .....	5
Caractérisation des communautés d’oiseaux et de chauves-souris dans les parcs urbains d’Aix-en-Provence C. H. ALBERT, C. CABRERA, E. MARTY, L. VERDIER .....	17
A phytosociological research on the surroundings of Sürgü Dam (Sürgü/Doğanşehir/Malatya), Eastern Anatolia, Turkey H. TOSYAGÜLÜ ÇELİK, Ö. F. KAYA .....	35
Diversité des mycoendophytes foliaires de <i>Limoniastrum feei</i> (Girard) Batt. de Oued Aghlal (Béchar, Algérie) M. MEDJEBER, N. SMAIL-SAADOUN, F. SAIDI .....	55
Variations saisonnières de la diversité en mycoendophytes foliaires chez <i>Pistacia atlantica</i> de la daya de Aiat (Laghouat, Algérie) A. ZAREB, N. SMAIL-SAADOUN .....	69
Rapid disease diagnostic of <i>Nerium oleander</i> L. leaves by visible and near infrared spectroscopies A. MALÉCHAUX, I. GIFFARD, N. DUPUY, I. BOMBARDA .....	79
Cicatrisation post-incendie de la pinède semi-aride de Bastama (Sehary Guebli, région de Djelfa, Algérie) B. GUIT, B. NEDJIMI .....	87
Étude diachronique de l’occupation du sol de la zone humide de Dayet Aoua dans le Moyen Atlas au Maroc A. ICHEN, C. MESSAOUDI, M. EL MALKI, M. EL MDERSSA .....	107

---

Revue indexée dans Pascal-Cnrs, Biosis, Scientific Journal Rankings,  
Google Scholar et Scopus

